ГІДРОЕКОЛОГІЧНЕ ТОВАРИСТВО УКРАЇНИ

НАЦІОНАЛЬНА АКАДЕМІЯ НАУК УКРАЇНИ

ІНСТИТУТ ГІДРОБІОЛОГІЇ

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ

ДНІПРОВСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ ІМЕНІ ОЛЕСЯ ГОНЧАРА

Збірник матеріалів
ІХ з'їзду Гідроекологічного товариства України

«Перспективи гідроекологічних досліджень в контексті локальних та глобальних наслідків ведення воєнних дій»

18-20 вересня 2024 р.

Дніпро – 2024

Перспективи гідроекологічних досліджень в контексті локальних та глобальних наслідків ведення воєнних дій: Збірник матеріалів IX з'їзду Гідроекологічного товариства України. - Дніпро, 2024. – 287 с.

Збірник містить тези доповідей учасників IX з'їзду Гідроекологічного товариства України «Перспективи гідроекологічних досліджень в контексті локальних та глобальних наслідків ведення воєнних дій», де обговорюються актуальні проблеми з наступними тематичними напрямками: гідробіологічні дослідження особливостей структури та функціонування прісноводних та морських екосистем України; гідрологічні, гідрохімічні та радіоекологічні дослідження прісноводних та морських екосистем; місце гідроекології в системі вищої освіти та її популяризація; вплив воєнних дій на водні екосистеми; моніторинг та методи оцінки стану водних екосистем у контексті змін законодавства та нормативної бази України; фізіолого-біохімічні механізми адаптації гідробіонтів до змін екологічних чинників; іхтіофауна та водні біоресурси прісноводних і морських екосистем, стратегія її збереження та відновлення.

Для спеціалістів в галузі гідробіології, екології, гідрології, гідрохімії, радіобіології, іхтіології; студентів та аспірантів біологічних, екологічних та географічних спеціальностей.

Конференція проведена за підтримки Карлового університету (Charles University)

Prospects of Hydro-Ecological Research in the Context of Local and Global Consequences of Warfare: Collection of materials of the IX Congress of the Hydroecological Society of Ukraine. - Dnipro, 2024. - 287 p.

The collection contains abstracts of reports of participants of the IX Congress of the Hydroecological Society of Ukraine "Prospects of Hydro-Ecological Research in the Context of Local and Global Consequences of Warfare", where topical problems with the following thematic areas are discussed: hydrobiological studies of the features of the structure and functioning of freshwater and marine ecosystems of Ukraine; hydrological, hydrochemical and radioecological studies of freshwater and marine ecosystems; the place of hydroecology in the higher education system and its popularization; the impact of warfare on aquatic ecosystems; monitoring and methods for assessing the state of aquatic ecosystems in the context of changes in the legislation and regulatory framework of Ukraine; physiological and biochemical mechanisms of adaptation of aquatic organisms to changes in environmental factors; ichthyofauna and aquatic bioresources of freshwater and marine ecosystems, strategy for its preservation and restoration.

For specialists in the field of hydrobiology, ecology, hydrology, hydrochemistry, radiobiology, ichthyology; students and postgraduates of biological, ecological and geographical specialties.

The Conference was held with the support of Charles University in Prague

ОРГАНІЗАЦІЙНИЙ КОМІТЕТ

Голова оргкомітету: д.б.н., проф. акад. НАН України Афанасьєв Сергій Олександрович
Співголови: к.б.н., доц. Маренков Олег Миколайович
д.б.н., проф. Новіцький Роман Олександрович

Група з рецензування: д.б.н., проф Гандзюра Володимир Петрович
д.б.н., проф Лихолат Юрій Васильович
д.б.н., с.н.с. Бузевич Ігор Юрійович
д.б.н., проф Шугуров Олег Олегович
д.б.н., проф Пахомов Олександр Євгенович

Секретаріат: PhD Курченко Вікторія Олександрівна
PhD Нестеренко Олег Станіславович
PhD Боровик Іван Ігорович

ISBN: 978-617-8519-33-9 © Гідроекологічне товариство України, 2024

ЗМІСТ

ПЛЕНАРНІ ДОПОВІДІ 11

С. О. Афанасьєв
Наукові підходи до розробки технології ревіталізації річок порушених війною 11

О. М. Маренков
Реалізація гідробіологічних науково-дослідних робіт в Дніпровському національному університеті імені Олеся Гончара 14

Р. О. Новіцький
Проблеми і виклики воєнного часу для моніторингових іхтіологічних досліджень та рибогосподарської галузі України 16

М. М. Єрух
ННК "Акваріум" – центр гідроекологічних досліджень та виховання молоді дніпропетровщини 20

СЕКЦІЯ І ГІДРОБІОЛОГІЧНІ ДОСЛІДЖЕННЯ ОСОБЛИВОСТЕЙ СТРУКТУРИ ТА ФУНКЦІОНУВАННЯ ПРІСНОВОДНИХ ТА МОРСЬКИХ ЕКОСИСТЕМ УКРАЇНИ 23

В. Ю. Яворський
Характеристика Горіхуватських ставків за показниками макрозообентосу 23

О. А. Давидов
Індикаторні еколого-санітарні показники мікрофітобентосу озера опечень нижнє (Україна) 25

Г. Є. Григор'єва, О. А. Давидов
Bacillariophyta зимового мікрофітобентосу в озері Вербне (Україна) 26

А. В. Жорова
Фітоепіфітон як біологічний індикатор кисневого режиму різнотипних ділянок Канівського водосховища 27

Є. В. Соколов
Топологічний аналіз геоморфології шельфу українського сектору північно-західної частини Чорного моря в контексті біорізноманіття 30

В. П. Герасимюк, Н. В. Герасимюк, О. М. Ружицька, І. П. Якуба
Дослідження морської піни одеських пляжів Чорного моря 33

О. В. Гудзенко
Протеолітична активність бактерій ізольованих з прибережної зони та Чорного моря 37

О. Ю. Варігін
Тенденція зменшення видового багатства зообентосу лиманів північного Причорномор'я 39

Т. Ф. Шевченко, П. Д. Клоченко, Г. В. Харченко, З. Н. Горбунова
Сезонна динаміка фітоепіфітону у водоймах державного дендрологічного парку «Олександрія» (Україна) 41

Ю. В. Харитонова, В. Г. Дядичко, О. П. Гаркуша
Сучасний стан фіто- та зоопланктон Хаджибейського лиману (2016—2023 рр.) 45

Є. В. Старосила, О. А. Давидов, Т. С. Рибка, Д. П. Ларіонова

Кількісні показники складових метаугруповання руслової ділянки Канівського водосховища (Україна). 48
А. А. Силаєва
Знахідки деяких ракоподібних класів Ostracoda і Malacostraca у контурній підсистемі техноекосистеми АЕС 51
Т. М. Новосьолова
Фітопланктон каскаду ставків з порушеними гідроморфологічними умовами 54
І. О. Синьогуб, с. А. Кудренко, о. С. Бондаренко, о. А. Рибалко
Склад і структура зоокомпоненту перифітону бетонних берегозахисних гідроспоруд Одеського морського регіону 56
Т. М. Середа, Л. В. Гулейкова, О. В. Мантурова, О. О. Гупало
Механізми формування планктонних угруповань у руслових екотонах (на прикладі річки Горинь) 59
Н. Є. Семенюк, В. І. Щербак, О. А. Давидов, Е. Ш. Козійчук
Застосування теорії метаугруповань для характеристики фітопланктону, мікрофітобентосу, фітоперифітону як єдиної автотрофної ланки екосистем 62
V. P. Gerasimiuk, n. V. Gerasimiuk,
Algological studies of microphytobenthos of the Red Sea 64
Т. М. Дьяченко
Зміна структури макрофітів при зарегулюванні середньої річки 67
Г. Л. Гончаров, А. А. Атемасов
Досвід дослідження підводного акустичного ландшафту у водних об'єктах басейну Сіверського Дінця 68
Ю. В. Іконнікова, А. П. Стадниченко
Вплив синтетичних миючих засобів на поверхневе дихання аловидів *Planorbarius* (superspecies) *Corneus* Sensu Lato (Mollusca: Gastropoda: Planorbidae) гідромережі України 71
К. О. Домбровський, Р. С. Попов
Зоопланктон штучних водойм міста Запоріжжя (на прикладі парку «Вознесенівський») 74
К. С. Калашнік, І. В. Шевченко, Г. М. Мінаєва, А. М. Кучерява
Вплив факторів середовища на формування угруповань гідробіонтів різнотипних водойм пониззя Дніпра до Каховської катастрофи 76
К. С. Калашнік, С. Є. Дятлов
Штормові викиди багатоклітинних водоростей на пляжах м. Одеса 79
А. П. Стадниченко, О. І. Уваєва
Вплив глобального потепління на поширення популяцій *Planorbarius* (superspecies) *Corneus* S. Lato гідромережі України 82
М. О. Мартинюк
Визначення концентрації хлорофілу а контактними та дистанційними методами у межах Одеської затоки 84
І. О. Морозовська
Континуальна структура малої річки (р. Горіхуватка) з системою ставків 86
А. Силаєва, Т. Новосьолова, О. Протасов
Деякі аспекти гідробіологічного режиму водних об'єктів в районі о-ва Галерний (м. Київ) 88
Ю. М. Воліков
До аналізу показника структурної складності біотичних угруповань 91

Л. В. Гулейкова
Таксономічна структура зоопланктону басейну Дніпра в умовах інтенсифікації процесу інвазій чужорідними видами 94
О. М. Лєтицька, К. Є. Зоріна-Сахарова, М. Р. Коба, С. О. Афанасьєв
Фауна донних безхребетних як індикатор екологічного стану різнотипних масивів поверхневих вод в басейні річки Ірпінь 97

СЕКЦІЯ ІІ: ГІДРОЛОГІЧНІ, ГІДРОХІМІЧНІ ТА РАДІОЕКОЛОГІЧНІ ДОСЛІДЖЕННЯ ПРІСНОВОДНИХ ТА МОРСЬКИХ ЕКОСИСТЕМ 101

Г. В Чвалюк., В. В. Грубінко
Азотфіксація у водних екосистемах за участю *Chlorella vulgaris* в експерименті 101
Є. А. Чубченко, Н. Л. Губанова
Накопичення радіонуклідів природного та штучного походження вищими водними рослинами на прикладі виду *Ceratophyllum demersum* 104
Л. О. Горбатюк, о. О. Пасічна, м. О. Платонов
Оцінка потенційної токсичності для гідробіонтів водойм дендропарку «Олександрія» (м. Біла Церква) за вмістом нафтопродуктів 106
О. О. Пасічна, Л. О. Горбатюк, М. О. Платонов, С. П. Бурмістренко, о. О. Годлевська
Важкі метали у водоймах дендропарку «Олександрія» (м. Біла Церква, Україна): вміст та потенційна токсичність 109
О. М. Волкова, В. В. Беляєв, С. П. Пришляк, Д. І. Гудков
^{241}Am у макрофітах водойм зони відчуження Чорнобильської АЕС 112
О. Є. Каглян, Д. І. Гудков, В. В. Беляєв, С. П. Пришляк, Н. А. Поморцева, М. О. Меньковська
Дози радіаційного опромінення риб у водоймі-охолоджувачі Чорнобильської АЕС на сучасному етапі 115
Н. І. Магась, Р. В. Туз
Оцінка сучасного гідрологічного стану нижньої ділянки річки Синюха 118
О. В. Кошелев
Особливості накопичення важких металів в дельті Дністра та їх акумуляція чужорідним видом молюсків *Physa acuta* 120
Т. П. Жежеря, В. А. Жежеря, П. М. Линник
Багаторічна динаміка вмісту біогенних речовин у воді водосховищ Дніпровського каскаду 123
Ф. П. Ткаченко, О. М. Миронюк
Особливості гідрохімії вод малих річок північно-західного Причорномор'я 126
Н. С. Лобода
Еколого-гідрологічні дослідження водних об'єктів північно-західного Причорномор'я 128
В. А. Жежеря, П. М. Линник, Р. П. Линник
Дослідження ролі гумусових речовин у міграції металів у поверхневих природних водах України 131
Д. І. Гудков
Дослідження водних екосистем у Чорнобильській зоні відчуження та їх значення для розвитку стратегії радіаційного захисту довкілля 134

В. П. Осипенко
Гідрохімічні дослідження розчинених органічних речовин у воді річок басейнів При'пяті та Ірпеня 138
Н. Л. Губанова, А. А. Булейко
Гідрохімічні показники окремих ділянок Дніпровського водосховища в умовах сьогодення 141
В. О. Курченко, О. М. Маренков, О. С. Нестеренко
Гідрохімічний аналіз стану Запорізького (Дніпровського) водосховища поблизу острова Монастирський 143
В. А. Жежеря, П. М. Линник, Т. П. Жежеря, В. П. Осипенко
Гідрохімічний режим водних об'єктів урбанізованої території 145
С. В. Батог, С. С. Дубняк, Н. О. Іванова, Н. С. Вандюк
Вплив гідравлічних характеристик потоку на річковий екологічний континуум (на прикладі річки Горіхуватка) 148
В. В. Беляєв, О. М. Волкова, С. П. Пришляк, Н. Л. Шевцова, В. В. Скиба
Ретроспективна оцінка опромінення та рівні цитогенетичних порушень гелофітів оз. Білого 151
В. В. Триліс, Є. В. Старосила, А. О. Морозова
Гідрохімічний та мікробіологічний аналіз стану оз.Золоче та прилеглих до нього водойм 154

СЕКЦІЯ ІІІ: МІСЦЕ ГІДРОЕКОЛОГІЇ В СИСТЕМІ ВИЩОЇ ОСВІТИ ТА ЇЇ ПОПУЛЯРИЗАЦІЯ 158

В. О. Коваль
Формування гідробіологічних понять у майбутніх учителів початкової школи 158

СЕКЦІЯ IV: ВПЛИВ ВОЄННИХ ДІЙ НА ВОДНІ ЕКОСИСТЕМИ 161

Т. М. Середа, С. О. Афанасьєв
Перебудова структури фітопланктону р. Дніпро в районі м. Херсон після руйнування дамби Каховської ГЕС 161
К. Є. Зоріна-Сахарова, А. В. Ляшенко, В. В. Триліс
Порівняльна характеристика бентосних безхребетних траси глибоководного суднового ходу Дунай-Чорне до та в період воєнної агресії 164
С. С. Дубняк, С. В. Батог
Роль Каховського водосховища у регулюванні стоку і екологічних умов у пониззі Дніпра 167
І. М. Коновець, л. С. Кіпніс, о. М. Лєтицька, с. О. Афанасьєв
Токсичність та вміст деяких пріоритетних речовин у воді р. Дніпро після підриву греблі Каховського водосховища 170
Д. О. Кобяков
Динаміка змін гідрохімічних показників Дніпровського водосховища як опосередковане свідчення мілітарного впливу 172
Ю. С. Тучковенко, Д. В. Кушнір
Моделювання поширення трансформованих вод річки Дніпро в акваторії Чорного моря в результаті штучного паводка, викликаного руйнуванням греблі Каховського водосховища 174

Є. В. Старосила
Сучасний стан бактеріопланктону водосховища після руйнування греблі Каховської ГЕС 177
Т. П. Жежеря, В. А. Жежеря, Л. О. Горбатюк
Гідрохімічний режим пониззя Дніпра в сучасних умовах 179
О. О. Гупало, О. М. Лєтицька, О. О.Худий, М. С. Погорєлова С. О. Афанасьєв
Склад угруповань молоді риб на етапі критичного зниження рівня Дністровського водосховища внаслідок опосередкованого впливу воєнних дій 182
О. В. Кошелев, С. Є. Дятлов
Накопичення важких металів у воді, донних відкладах та бокоплавах *Pontogammarus maeoticus* пляжної зони Одеського заливу до та після підриву греблі Каховської ГЕС 185
Є. В. Старосила, В. М. Якушин, В. І. Юришинець, М. І. Лінчук
Деякі еколого-санітарні показники бактеріопланктону в умовах нестабільного рівневого режиму водосховищ 188
Н. М. Матвієнко, І. Ю. Бузевич, В. М. Горбонос, А. І. Кучерук
Рибопромислове використання Дніпровсько-Бузької естуарної системи в контексті впливу військових дій 190
І. В. Шумигай, П. М. Душко
Наслідки військових дій для водних ресурсів 192

СЕКЦІЯ V: МОНІТОРИНГ ТА МЕТОДИ ОЦІНКИ СТАНУ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ У КОНТЕКСТІ ЗМІН ЗАКОНОДАВСТВА ТА НОРМАТИВНОЇ БАЗИ УКРАЇНИ 195

М. С. Погорєлова
Використання європейських макрофітних індексів для оцінки екологічного стану річок України: потенціал та обмеження 195
A. O. Zhydenko, V. V. Papernyk
Monitoring of the Desna river within Chernigiv region 197
І. М. Коновець, В. І. Юришинець, Л. С. Кіпніс, М. Т. Гончарова, Т. О. Леонтьєва.
Сучасні методичні підходи до оцінки токсичності та ідентифікації класу забруднюючих речовин, що потрапляють у водні об’єкти внаслідок воєнних дій 200
Л. Л. Красота, О. В. Рачинська
Моніторінг стану довкілля Одеського прибережжя за методами біотестування та біоіндикації 203
Л. С. Кіпніс, В. І. Юришинець,
І. М. Коновець, М. Т. Гончарова, Т. О. Леонтьєва
Використання ракоподібних родини Gammaridae для біотестування донних відкладів 205
Г. Г. Мінічева, В. О. Демченко
Проблеми, пріоритети та перспективи морських досліджень в Україні 208
О. І. Ковалів
Ресурси водних екосистем як природні об’єкти права власності українського народу — в контексті конституційних земельних імперативів 212

Н. О. Іванова, І. М. Незбрицька
Алгоритм визначення екологічних послуг водних об'єктів і водно-болотних угідь 215
Т. В. Дворецький
Аналіз сезонної та багаторічної динаміки вегетаційного індексу NDVI вищої водної рослинності плавневих екосистем р. Днестр за даними дистанційного зондування землі 218
Р. Є. Любчиков
Перспективи використання нових методів оцінки природно-техногенної безпеки водних екосистем через посилення антропогенного тиску на водне середовище 220
Д. В. Журавльов, Н. Б. Єсіпова
Біотестування води Кам'янського водосховища в зоні впливу Полтавського гірничозбагачувального комбінату 223

СЕКЦІЯ VI: ФІЗІОЛОГО-БІОХІМІЧНІ МЕХАНІЗМИ АДАПТАЦІЇ ГІДРОБІОНТІВ ДО ЗМІН ЕКОЛОГІЧНИХ ЧИННИКІВ 225

Т. О. Леонтьєва, Ю. Г. Крот, О. М. Усенко, Ю. М. Красюк, Л. С. Кіпніс
Вміст сполук неорганічного азоту у культуральному середовищі при вирощуванні зелених мікроводоростей (Chlorophyta) 225
О. В. Романенко
Екотоксикологічні аспекти аналізу біотичних чинників у континентальних водоймах 228
Д. А. Філоненко
Зміни вмісту нуклеїнових кислот в тканинах коропа лускатого (*Cyprinus carpio* l.) різного віку за наявності мікотоксину Т-2 в середовищі 231
С. М. Матюшко, Н. А. Симонова
Зміни активності ферментів системи антиоксидантного захисту у печінці коропа лускатого (*Cyprinus carpio* l.) за наявності мікотоксину Т-2 в середовищі 233
М. Г. Ячна, О. Б. Мехед, О. П. Третяк
Особливості ліпідного обміну коропа лускатого (*Cyprinus carpio* l.) За впливу поверхнево-активних речовин 235
О. О. Худий, Л. М. Чебан, Л. В. Худа
Застосування ензимного препарату протосубтилін А-120 та його композиції з мікроводоростями як кормових добавок для вирощування *Carassius gibelio* 237
Л. В. Полотнянко
Аналіз ураження тканин коропа лускатого (*Cyprinus carpio* l.) грибами в умовах природного інфекційного фону 240
Olha Kolomiitseva
Peculiarities of heavy metal accumulation in fish from open water bodies and aquarium conditions 242
О. І. Горин, М. Гладчук, А. Фермега, О. І. Боднар
Порівняння показників оксиного стресу, викликаного ціанобактеріями на стаціонарній та експоненціальній фазах росту 244
Н.А. Поморцева, Д.І. Гудков, О.Є. Каглян

Радіочутливість кровотворної системи аборигенних видів риб з водойм Чорнобильської зони відчуження 247
О. М. Усенко
Екзометаболіти зелених мікроводоростей та їх вплив на середовище культивування 250
V. Martyniuk, K. Yunko, V. Khoma, L. Gnatyshyna, A. Mudra, I. Panasiuk, B. Gylyte, R. Karitonas, L. Manusadžianas, O. Stoliar
Bioindication of adverse outcome pathways in the combine exposures of bivalve molluscs to microplastics and pharmaceuticals 253
Н. О. Вовчек, В. С. Марків, О. О. Рабченюк, В. О. Хоменчук, В. З. Курант
Вплив сублетальних концентрацій іонів co^{2+} на показники крові прісноводних риб 256
Н. В. Шмиголь
Особливості морфології еритроцитів коропових риб річки Самара (Дніпропетровська область) 259
Т. С. Шарамок, Н. О. Хромих, Н. Б. Єсипова, П. О. Корженевська, Ю. В. Сахненко
Дослідження токсичного впливу тротилу на фізіологічний стан карася сріблястого у модельній забрудненій водоймі 260

СЕКЦІЯ VII: ІХТІОФАУНА ТА ВОДНІ БІОРЕСУРСИ ПРІСНОВОДНИХ І МОРСЬКИХ ЕКОСИСТЕМ, СТРАТЕГІЯ ЇЇ ЗБЕРЕЖЕННЯ ТА ВІДНОВЛЕННЯ 263

В. О. Демченко, С. Г. Бушуєв, Ю. В. Квач, Н. А. Демченко
Порівняння результатів досліджень видового складу риб озера Картал (басейн Дунаю) отриманих з використанням стандартних іхтіологічних методів та методу eDNA 263
В. О. Пацький, Д. С. Решетняк, О. М. Маренков
Іхтіофауна річки Саксагань в межах впливу шахти «Тернівська» 265
В. Л. Долинський
Екотони та їх роль у поширенні чужорідних видів рибу Дніпровських водосховищах 267
В. В. Заморов, Ю. В. Караванський
Вплив температури води на внутрішньовидову агресивність бичка пінчука *Ponticola cephalargoides* (Pinchuk, 1976) та бичка кругляка *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814) 270
І. І. Боровик, О. С. Нестеренко, О. М. Маренков, В. О. Курченко, І. В. Голуб
Модульне укриття для річкових раків 273
Н. Б. Єсіпова, В. В. Форощук, М. М. Єрух, А. В. Дорошенко
Біологічна характеристика молоді риб пониззя р. Самара (Дніпропетровська обл.) 275
А.В. Гамолін
Біологічні показники промислової популяції судака звичайного *Sander lucioperca* (Linnaeus, 1758) Дніпровського (Запорізького) водосховища 277
О. О. Шугуров
Хроноритми харчування риб *Danio rerio* в умовах лабіринту 278

Н. Г. Гудим, Т. С. Шарамок
Іхтіофауна прибережної зони р. Коноплянки (м. Кам'янське, Дніпропетровська область) 281
М. О. Шмагайло
Біологічні показники промислової популяції карася сріблястого *Carassius gibelio* (Bloch, 1782) Дніпровського (Запорізького) водосховища 284
Б.Ю. Замалін, Н.Б. Єсіпова
Лінійно-вагові показники амурського чебачка *Pseudorasbora parva* Запорізького (Дніпровського) водосховища та його притоки – річки Коноплянка 285

ПЛЕНАРНІ ДОПОВІДІ

УДК 504.062:[355.01:627.152]
С.О. АФАНАСЬЄВ
Інститут гідробіології НАН України,
проспект Володимира Івасюка, 12, Київ 04210, Україна

НАУКОВІ ПІДХОДИ ДО РОЗРОБКИ ТЕХНОЛОГІЇ РЕВІТАЛІЗАЦІЇ РІЧОК ПОРУШЕНИХ ВІЙНОЮ

Імплементація Україною природоохоронного та водного законодавства ЄС встановила правову основу для стійкого управління національними водними ресурсами на наступні десятиліття. Саме в ці дні, коли ми проводимо наш З'їзд в державі відбуваються обговорення та погодження Планів Управління Річковими Басейнами (ПУРБ). В розділах 8 ПУРБ, для всіх районів річкових басейнів, розроблені переліки програм заходів, встановлені їх зміст та проблеми які передбачено розв'язати. На сьогодні, питання відновлення екологічного стану масивів поверхневих вод у річкових басейнах реалізується саме розробкою та виконанням заходів, які по суті є складовими ревіталізації та/чи ренатуралізації річок. На жаль, досі, як в нормативно-правовій базі України так і у розробників ПУРБів, чи у підрядних організацій які будуть виконувати ці роботи, немає розуміння що означають ці дефініції і в чому їх різниця.

Ревіталізація – це діяльність, яка підтримує відновлення природних процесів, що відбуваються у водній екосистемі, яка була деградована, пошкоджена або зруйнована, для підтримки біорізноманіття, рекреації, боротьби з повенями та розвитку ландшафту та застосовується для всіх категорій масивів поверхневих вод (МПВ) включно із «істотно зміненими», та навіть «штучними».

Ренатуралізація – це діяльність, спрямована на відновлення природної гідроморфології, якості води, та типоспецифічної структурно-функціональної організації угруповань гідробіонтів у водній екосистемі, та може застосовуватися для категорій «річки», «озера» та «перехідні води».

Для цілей ревіталізації/ренатуралізації річок, вкрай важливо відновити природні зв'язки між елементами річкової системи. При цьому, відновлення зв'язку шляхом ліквідації штучних споруд, що впливають на стік води, наносів, поживних речовин та організмів вздовж русла (бар'єрів) у багатьох випадках є необхідною, але недостатньою умовою. Для доповнення до усунення перешкод, як правило, потрібно кілька додаткових заходів: наприклад, відновлення меандрування та стариць, відновлення прибережної рослинності тощо. Відновлення заплави та водно-болотних угідь розглядається також як засіб для забезпечення вільної течії річок, зважаючи на бічний зв'язок між річкою та прилеглою територією.

Успішність заходів з ревіталізації/ренатуралізації полягає в комплексному підході. Річкові басейни складаються не тільки з поверхневих і підземних вод, але й включають наземні екосистеми, водно-болотні угіддя та заплави. Річки та прилеглі до них заплави є дуже динамічними екосистемами, тісно пов'язаними через затоплення, бічний обмін наносами, поживними речовинами, обміном підземних вод та потоками організмів. Відновлення заплавних водно-болотних угідь може, за відповідних обставин, запропонувати стійкі, економічно ефективні та соціально прийнятні механізми для сприяння досягненню екологічних цілей Водної Рамкової Директиви ЄС. Зокрема, водно-болотні угіддя можуть зменшити вплив забруднення, сприяти пом'якшенню

наслідків посух і повеней, допомогти досягти сталого управління прибережними районами та сприяти поповненню ґрунтових вод.

Заплави та водно-болотні угіддя також регулюються положеннями Пташиної та Оселищної директив. Загальна мета цих директив полягає в тому, щоб забезпечити збереження або відновлення сприятливого природоохоронного статусу видів і типів середовища існування, які вони захищають. Тому це більше, ніж просто зупинення їх подальшої деградації чи зникнення; мета - забезпечити достатнє відновлення видів і середовищ існування, щоб вони могли розвиватись протягом тривалого періоду.

Крім того, слід зазначити, розроблення ПУРБів відбувалося в період до, та під час повномасштабного вторгнення росії, а оскільки досі немає чіткого уявлення про всі аспекти та об'єм шкоди спричинений війною річковим басейнам України, в переліки програм практично не увійшли заходи спрямовані на компенсацію воєнного впливу. В той же час, будь-який військовий конфлікт, несе в собі значні загрози та ризики для водних ресурсів. Насамперед це загрози населенню, починаючи від затоплення населених пунктів при руйнуванні гребель та гребель, закінчуючи недоступністю питної води належної якості тощо. Угруповання гідробіонтів та гідроекосистеми в цілому, також страждають від воєнних дій. Наприклад широко відомий факт підриву дамби Київського водосховища 26.02.22, з метою затоплення заплави річки Ірпінь, в результаті військово-інженерних заходів з використання заплави в якості природної перепони для окупаційних військ росії, а також внаслідок пошкодження прибережних і руслових ділянок та руйнування гідротехнічних споруд в ході бойових дій, виникли несприятливі і навіть загрозливі екологічні ситуації. Спостерігалися зміна гідроморфології річки, затоплення сільськогосподарських угідь та житлової забудови, загибель гідробіонтів і зменшення водного біорізноманіття, деградація заплавних ландшафтів які оказались залитими водою на довгий період, що викликало повторні замори риби і.т.ін. Крім того, суттєво погіршилася якість води як за рахунок прямого мілітарного забруднення та затоплених джерел забруднювальних речовин, так і внаслідок руйнувань чи виходу із ладу водоочисних споруд. Насьогодні, практично всі річкові басейни України внаслідок атак на енергетичну інфраструктуру що призводить до вимкнення насосного обладнання та відключення забезпечення аеротенків, знаходяться під таким впливом. Буквально тепер, на наших очах відбувається цілеспрямоване забруднення річки Сейм з території Курської області росії, імовірно хозфекальними стоками. Орієнтовний об'єм забрудненої води на 30 серпня складав майже мільярд м^3. Вся річка Сейм практично була витравлена, також постраждала Десна. Екологічні наслідки цього можна буде оцінити тільки порівнявши актуальні дані моніторингу з отриманими напередодні широкомасштабної агресії росії.

Запропонована технологія ревіталізації річок порушених війною передбачає наступі кроки:

· В конкретному річковому басейні класифікувати впливи від військових дій, які можуть бути як прямими так і опосередкованими, одномоментними чи пролонгованими.

· На основі наявних даних та аналізу доступної інформації виконати типізацію МПВ що найбільше постраждали внаслідок бойових дій та оборонних заходів.

· Провести гідроморфологічну оцінку МПВ та визначення порушених ділянок річок, важливих для біорізноманіття біотопів та гідротехнічних споруд що потребують відновлення, встановити показники стоку та фізико-хімічні характеристики.

· Провести ґрунтовні дослідження біофондів та біотичної структури угруповань МПВ (фітопланктон, фітобентос, вища водяна рослинність, макробезхребетні, риби) в

обсязі що відповідає (перевищує) вимогам Постанови КМУ № 758 Про затвердження «Порядку здійснення державного моніторингу вод».

· Систематизувати тиски і впливи, ідентифікувати екосистемні послуги в межах визначених МПВ.

· Визначити та опрацювати групи рекомендацій які включатимуть: заходи з відновлення природних русел річок з можливістю меандрування по заплаві; заходи спрямовані на поліпшення якості води (по типу біоплато) фіто та іхтіомеліорацію, створення нових гідротехнічних споруд з біопозитивними властивостями, заходи спрямовані на утримання води та збереження вільної течії річок, відновлення вільних шляхів міграцій гідробіонтів з використанням прогресивних рибопропускних споруд при відбудові зруйнованих гребель, на переливах підірваних мостів і.т.д.

· Розробку Технічних Умов для впровадження заходів спрямованих на збереження екологічного стану та біорізноманіття гідроекосистем, безпечного використання їх ресурсного потенціалу з урахуванням типоспецифічних характеристик;

· Підготувати пропозиції для «Програми заходів для досягнення у встановлені терміни екологічних цілей» для включення до розділу 8 ПУРБ.

При цьому проект ревіталізації буде успішним якщо він відповідає п’яти найважливішим вимогам:

1. Відновлення водної екосистеми має передбачати більшу динаміку гідрологічних та біологічних процесів, що там відбуваються, тому слід докласти зусиль, щоб збільшити їх мінливість і різноманітність (рівні води, витрати, типи рослинності, середовища існування, біологічні види) до максимально можливого рівня;

2. В результаті проведених заходів слід очікувати покращення екологічного стану відновленого об’єкта. Тому це передбачає планування відповідного моніторингу елементів відновленого об’єкта;

3. Відновлення повинно призвести до досягнення водною екосистемою самопідтримуючого стану що забезпечить відсутність необхідності робіт з ревіталізації у майбутньому. Цей критерій чітко вказує на необхідність індивідуального підходу до кожного об’єкта і в основному виключає можливість узагальнення дій (те, що працює в одному випадку, не обов’язково працює в іншому).

4. Заплановані та проведені відновлювальні заходи не повинні мати негативного впливу. Цей критерій може бути важко реалізувати у разі відновлення давно трансформованих водних екосистем (наприклад, скорочення русла річки шляхом «вирізання» меандрів спричиняє посилення ерозії дна та зниження ординат русла річки; повторне приєднання стариці до основного русла через багато років може призвести до того, що річка буде забирати воду з неї…). Тому вже на етапі планування діяльності та формулювання цілей відновлення необхідно оцінити ризик, пов’язаний із можливим погіршенням стану екосистеми в результаті можливих заходів, та звести його до мінімуму.

5. У процесі ревіталізації слід виходити з того, що наслідки відновлення можуть і мають підлягати перевірці поза межами рутинного моніторингу. Цей критерій обумовлений тим, що деякі наслідки заходів з’являться із запізненням, або вони проявлятимуться лише за екстремальних подій (наприклад, ефект утримання для всієї водозбірної території або зменшення збитків від повені буде видно лише тоді, коли перевищено рівень опадів, характерний для водозбору, а підвищена стійкість до посухи буде помітна лише під час посухи).

Аналіз п'яти основних критеріїв якісного відновлення показує, що відновлювальні заходи, які плануються проводити у випадку конкретної водної

екосистеми, повинні передбачати мінімально необхідне втручання у відновлену екосистему.

Дана технологія наразі апробується на прикладі басейну р. Ірпінь, де відбулися чи не найбільш драматичні події на початку повномасштабного вторгнення росії, які призвели до необхідності термінової розробки заходів з ревіталізації як самої р.Ірпінь та її притоків, так вирішення проблем із затопленою водами Київського водосховища заплавою.

Роботу виконано за фінансової підтримки Національного фонду досліджень України в рамках наукового проєкту № 2022.01/0077 «Розробка технологій та заходів з ревіталізації річкових систем, що постраждали наслідок російської агресії, як складова розділу 8 Планів Управління Річковими басейнами» за договором № 89/0077 від 01.03.2024.

УДК 57.01
О.М. МАРЕНКОВ
Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара,
проспект Науки, 72, Дніпро 49045, Україна

РЕАЛІЗАЦІЯ ГІДРОБІОЛОГІЧНИХ НАУКОВО-ДОСЛІДНИХ РОБІТ В ДНІПРОВСЬКОМУ НАЦІОНАЛЬНОМУ УНІВЕРСИТЕТІ ІМЕНІ ОЛЕСЯ ГОНЧАРА

Наукова школа «Гідробіологія прісноводних екосистем» заснована у 1928 році проф. Д. О. Свіренко. Її становлення пов’язане з іменами видатних вчених Свиренка Д. О., Ширшова П. П., Журавля П. О., Мельникова Г.Б., Лубянова І. П., Федія С. П., основними напрямами їх наукової діяльності було комплексне дослідження закономірностей формування гідробіологічного режиму Дніпровського водосховища, гідробіологічне й рибогосподарське дослідження природних та штучних водойм степової зони України, санітарна та технічна гідробіологія, прісноводна радіоекологія, регіональна рибогосподарська токсикологія.

Під керівництвом проф. Журавля П. О. проводились широкомасштабні роботи зі збагачення прісних рибопромислових водойм природними харчовими ресурсами для риб, поліпшення кормової бази рибної промисловості, акліматизації водних безхребетних лиманно-каспійського типу, які є високопоживним кормом для риб.

З 1960 р. проф. Г.Б. Мельников очолював наукові дослідження з космічної біології, теоретичних основ гідроекологічних систем забезпечення життя космонавтів в умовах довготривалого космічного польоту. Ці розробки були використані при проектуванні орбітальних космічних станцій "Салют" і "Мир". У 70–90-х роках завдяки зусиллям плеяди відомих науковців Кириленко Н. С., Рябова Ф. П., Пергат Н. З., Гайдаш Ю. К., Галінського В. Л., Диги Г. К., Корабльової А. І., Ємець Г. П., Мельник І. Є., Чаплиної А. М. та ін. потужно розвивалися нові напрями досліджень: екологічна фізіологія та біохімія гідробіонтів, водна мікробіологія, водна токсикологія, основи ведення тепловодного рибництва.

З 1990 р. під керівництвом проф. Дворецького А. І. набула нового розвитку водна радіоекологія, системний підхід до вивчення наслідків радіоактивного забруднення водних екосистем, шляхів міграції радіонуклідів та їх внеску у формування дозових навантажень. З 2005 р. по 2020 р. під керівництвом проф. Федоненко О.В. виконувались екотоксикологічні дослідження в регіоні.

З 2021 року школу очолив канд. біол. наук, доцент Маренков О.М., який започаткував напрям адаптаційних функцій репродуктивної системи гідробіонтів, вивчення впливу інвазійних видів на біопродуктивність водних екосистем і продовжив напрями раціонального використання водних біоресурсів.

Основними напрямами сучасної наукової роботи гідробіологів Дніпровського національного університету є вивчення проблем збереження і збільшення чисельності риб в умовах антропогенного навантаження на рибогосподарські водойм; вивчення особливостей розвитку безхребетних гідробіонтів, дослідження особливостей штучного відтворення та вирощування основних об'єктів аквакультури України, стану здоров'я риб природних та штучних водойм, умови та чинники виникнення захворювання риб і засоби боротьби з ними; вивчення особливостей накопичення токсичних речовин в організмі риб та міграція токсикантів у гідроекосистемах; дослідження радіоекологічної ситуації в водоймах басейну Дніпра та наслідки її впливу на гідробіонтів; дослідження впливу воєнних дій на водойми; реабілітація та відновлення водних екосистем шляхом впровадження заходів біомеліорації. За даними напрямами отримані наступні основні наукові результати: обґрунтування і розробка заходів щодо раціонального ведення рибного промислу й відтворення рибних ресурсів водосховищ; розробка заходів щодо відтворення рибних ресурсів; біологічні обґрунтування обсягів вселення водних біоресурсів і особливостей рибного промислу у Дніпровському водосховищі; розробка та вдосконалення рекомендацій щодо визначення і оцінки рибопродуктивності досліджуваних водосховищ, режиму їх зариблення, рекомендації і пропозиції щодо планування природоохоронних заходів зі збереження та відтворення цінних промислових видів риб, пропозиції щодо раціонального ведення рибного промислу у відповідності до кількісного і якісного складу іхтіофауни у водосховищах; раціональне використання технічних водойм; боротьба з біоперешкодами у водоймах комплексного призначення.

Науковці використовують оновлену матеріально-технічну базу лабораторії кафедри загальної біології та водних біоресурсів, науково-дослідної лабораторії гідробіології, іхтіології та радіобіології НДІ біології та навчально-наукового комплексу "Акваріум". Сучасний науковий потенціал школи – 1 доктор наук та 7 докторів філософії (кандидатів наук). За останні 5 років працівниками НДЛ було виконано наступні гранти та проєкти: Грант ДФФД №Ф75/1422018 «Репродуктивний потенціал інвазійних гідробіонтів водойм Придніпров'я та їх вплив на формування біопродуктивності» (№ 0118U002151); «Екологічні засади раціонального ресурсовикористання та розвитку агропромислового комплексу Придніпров'я в галузі аквакультури, рибництва та рибальства» (№ держреєстрації 0119U100445); «Сучасні біоперешкоди і розробка нових екологічно безпечних методів біомеліорації водних екосистем штучних водойм стратегічного призначення» (№ держреєстрації 0121U108051); «Розробка заходів щодо збереження і відновлення водних екосистем, постраждалих від військових дій (№ держреєстрації 0123U101856)». Також у період з 2019 по 2023 рр. виконано господарські науково-дослідні роботи з моніторингових досліджень водних екосистем: «Розробка регламенту гідробіологічного моніторингу екологічного стану (екологічного потенціалу) водойми-охолоджувача, систем охолодження та системи технічного водоспоживання», «Здійснення моніторингу впливу планованої діяльності шахт "Тернівська" та "Октябрська" ПАТ "Кривбасзалізрудком" на популяції іхтіофауни та інших складових біоценозу річки Саксагань; Проведення гідробіологічного моніторингу водойми-охолоджувача, систем охолодження та системи технічного водоспоживання

ВП ЗАЕС»; «Науково-біологічне обґрунтування спеціального використання водних біоресурсів на Самарській затоці Дніпровського (Запорізького) водосховища», та інші.

Наразі в лабораторії виконується 3 держбюджетні НДР: «Оцінка збитків, відновлення та реабілітація водних та прибережних екосистем, порушених унаслідок воєнних дій, техногенного пресу та змін клімату» (Науковий керівник: к.б.н., доц. Маренков О.М. Державний реєстраційний номер: 0124U000254, строки виконання: 2024–2026 рр.); «Розвиток ресурсного потенціалу агропромислового комплексу шляхом впровадження нетрадиційних об'єктів аквакультури і геліцекультури та опанування нових територій Каховського водосховища» (Науковий керівник: к.б.н. Єрмоленко С.В. Державний реєстраційний номер: 0124U000608, строки виконання: 2024–2026 рр.); «Розробка заходів щодо збереження і відновлення водних екосистем, постраждалих від військових дій» (Науковий керівник: к.с-г.н. Шарамок Т.С. Державний реєстраційний номер: 0123U101856. Строки виконання: 2023–2025 рр.)

На майбутні 5 років планується поглибити знання із технічної гідробіології, а саме розробити нові біологічні методи боротьби з гідробіонтами-вселенцями водойм-охолоджувачів АЕС, поглибити напрям цитологічних і молекулярних досліджень репродуктивних показників видів-вселенців, розробити заходи із реінтродукції рідкісних і зникаючих видів для відновлення водойм, які зазнали нищівного впливу воєнних дій, розробити Концепцію регіонального розвитку аквакультури і рибного господарства Придніпров'я. Оновлено науковий потенціал, за 2023-2024 рр. захищено 6 дисертацій на здобуття ступеня доктора філософії, троє випускників аспірантури залишилися працювати в НДЛ гідробіології, іхтіології та радіобіології. Для оновлення кадрового складу школи у 2025 – 2029 рр. планується захист 2 докторських та 5 кандидатських дисертацій, подання проектів молодих вчених на конкурс МОН України.

УДК 639.2/.3 + 502.05 (28)
Р. О. НОВІЦЬКИЙ
Дніпровський державний аграрно-економічний університет,
вул. Сергія Єфремова, 25, Дніпро, 49009, Україна

ПРОБЛЕМИ І ВИКЛИКИ ВОЄННОГО ЧАСУ ДЛЯ МОНІТОРИНГОВИХ ІХТІОЛОГІЧНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ ТА РИБОГОСПОДАРСЬКОЇ ГАЛУЗІ УКРАЇНИ

Військові дії російської федерації проти України тривають з березня 2014 року. В XXI столітті російсько-українська війна за масштабами і наслідками перевищує всі інші досліджені за останні 80 років війни і військові (Shevchuk et al., 2022). Відомо, що бойові дії під час війни спричиняють довготривалі різносторонні негативні наслідки, у тому числі викликають значні пошкодження, деградацію територій і ландшафтів (Pereira et al., 2022). Війна в Україні завдала значної шкоди та погіршила ландшафти природних територій, стала загрозою для прісноводних екосистем і їх біорізноманіття, вплинула на обмеженість доступу людей до якісної питної води та втрату багатьох екосистемних послуг на водних об'єктах (Afanasyev, 2023).

На сьогодні Дніпропетровська область є прифронтовим регіоном, який постійно піддається ворожим атакам. Для різнопланових іхтіологічних та рибогосподарських досліджень на водоймах два заклади вищої освіти Дніпропетровської області (ДНУ імені Олеся Гончара та ДДАЕУ) мають затверджені Держрибагентством України програми досліджень. Відповідно до них науковцям потрібно щорічно здійснювати визначення

сучасного гідроекологічного стану водойм (ділянок) та їх придатність для організації і ведення відповідних форм рибогосподарської діяльності; розробляти напрямки рибогосподарського використання водойм (їх ділянок); досліджувати біорізноманіття флори та фауни (вища водна рослинність, фіто- та зоопланктон, бентос, іхтіофауна); оцінювати стан популяцій туводних видів, видів-інтродуцентів та чужорідних видів риб; визначати біопродукційні можливості водних екосистем тощо.

Початок повномасштабної російсько-української війни у лютому 2022 року перекреслив усі наукові плани і дослідження. Враховуючи реалії воєнних дій, розпорядженням начальника обласної військової адміністрації В. Резніченка від 29.03.2022 р. за № 87/0/527-22 «Про заборону використання суден та вилову водних біоресурсів на водоймах Дніпропетровської області у період воєнного стану» була заборонена навігація на водних об'єктах Дніпропетровщини всіх різновидів плавзасобів, заборонений вилов водних біоресурсів шляхом промислового, любительського та спортивного рибальства. Районні військові адміністрації, на які поклали зобов'язання вести роз'яснювальну роботу серед населення, трактували всі заборони максимально жорстко. Наприклад, в територіальних громадах Дніпропетровської області в 2022–2023 рр. була заборонена навіть любительська риболовля з берегу на місцевих ставках і річках (за 150–250 км від фронту) (Кобяков, Новіцький, 2023).

Такі ж розпорядження обласних військових адміністрацій, які діють донині, були видані на початку війни для низки прифронтових областей, у тому числі Харківської та Запорізької.

7.08.2023 р. рішенням позачергового засідання Дніпропетровської регіональної комісії з питань техногенно-екологічної безпеки і надзвичайних ситуації на водоймах Дніпропетровщини дозволили промисловий, спортивний, любительський і підводний вилов риби та інших живих біоресурсів. Але заборона на вихід на воду маломірних плавзасобів, човнів і катерів для рибалок-любителів та відпочиваючих Дніпропетровської області триває і донині.

Отже, здійснення будь-яких послідовних наукових моніторингових досліджень на каскаді дніпровських водосховищ і ріках області у 2022–2023 рр. було надзвичайно утрудненим, а подекуди й неможливим. Певні наукові рибогосподарські та гідроекологічні пошукування науковцям ДДАЕУ вдалося здійснити на малих водосховищах області (Христофорівське та Шолохівське водосховища біля м. Кривий Ріг), міських водоймах (озера Ломівське (Московське) та Котлован у м. Дніпро), а також у внутрішніх водоймах природного заповідника «Дніпровсько-Орільський». Експедиційна робота дослідників утруднювалася необхідністю слідування через значну кількість блок-постів, на яких військові прискіпливо ознайомлювалися з науковим обладнанням і екіпіруванням. З травня 2024 року значно посилився контроль за наявністю військово-облікових документів та бронювання у науковців та НПП чоловічої статі.

У червні-липні 2023 року науковці ДДАЕУ брали участь у дослідженнях катастрофічних наслідків підриву греблі Каховської ГЕС і спуску Каховського водосховища (Novitskyi et al., 2024a; 2024b). Ці складні натурні роботи тривають і зараз, але доступ до багатьох локацій побережжя колишнього водосховища є утрудненим. До деяких місць досліджень (побережжя водосховища у Нікопольському районі, нижче м. Запоріжжя) доступ заборонений військовими.

У ситуаціях, коли проводити повноцінні наукові дослідження на водоймах неможливо, для обґрунтувань раціонального використання та охорони водних

біоресурсів водосховищ та морів України науковці користуються даними гідроекологічного моніторингу 2020–2021 рр.

Рибна галузь, яка потребує якісних наукових досліджень, належить до основних джерел забезпечення населення світу продуктами харчування (The State of World…, 2016). У світовому масштабі рибні продукти забезпечують тваринним білком понад 1,5 млрд людей.

Відомо, що крім первинного виробничого сектора, світове рибальство і аквакультура є джерелом великої кількості робочих місць у допоміжних видах діяльності, таких як переробка, пакування, збут і розповсюдження, виробництво рибопереробного обладнання, виготовлення сіток і сіткоматеріалів, інших знарядь лову, виготовлення і постачання льоду, виробництво і обслуговування суден, наукові дослідження і адміністративна робота.

Наприкінці XX століття Україна як потужна морська держава досягла значних успіхів у розвитку морського та океанічного рибальства, у промислі у внутрішніх водоймах, а також у розвитку аквакультури і марикультури. Але вже у 1990-і роки обсяг загального виробництва рибної продукції в Україні скоротився майже у 6 разів. У цей час втрачено рибопромисловий океанічний флот України, низку районів промислу у міжнародних водах, морально застаріли виробничі потужності рибопромислових, суднoремонтних, рибопереробних, логістичних, торгівельних, допоміжних, науково-дослідних підприємств. Скоротився і майже припинився процес підготовки фахівців рибного господарства закладами галузевої освіти (Шарило та ін., 2017).

За останні три десятиліття галузь рибного господарства України зменшила виробництво власної рибної продукції у 30 разів – з 1,12 млн. тонн (1998 рік) до 36,4 тис. тонн (2022 рік).

В 2014–2022 рр. більш ніж удвічі зменшився обсяг промислового вилову риби в каскаді дніпровських водосховищ, а в Чорному та Азовському морях улови промислу впали на понад 80% (за даними Держрибагентства України). Все це призвело до серйозних труднощів у комерційному та рекреаційному рибальстві, а отже, і у виробництві продовольства, яку надають прісноводні екосистеми як послугу (Novitskyi et al., 2024).

У той час на фоні стагнації вітчизняного рибництва та рибальства питома вага імпорту рибної продукції стабільно зростала з 8 % у 1991 р. до майже 90 % у 2023 році.

На сьогодні основними проблемами рибогосподарської галузі України є:

- *Відсутність* доктрини розвитку рибного господарства України.
- *Застарілість* матеріально-технічної бази всіх підприємств рибогосподарської галузі.
- *Відсутність* ефективної реструктуризації галузі, заходів зі збільшення інвестиційної привабливості підприємств рибної промисловості України.
- *Відсутність* налагоджених механізмів підтримки вітчизняних товаровиробників, стагнація та *згортання* діяльності багатьох користувачів водних біоресурсів.
- *Відсутність* оборотних коштів у рибних господарствах.
- *Труднощі* з реалізацією рибопосадкового матеріалу та товарної риби, висока собівартість риби, неможливість організувати безперебійне постачання риби в різні пори року в торгівельну мережу.
- *Надмірна вартість оренди* за використання земель водного фонду та оренду гідроспоруд.
- *Занепад* та *відсутність* допоміжних підприємств, які повинні забезпечувати роботу рибогосподарських підприємств.

- *Вирощування* товарної риби і молоді за екстенсивною технологією, яка значно зменшує загальну рибопродуктивність водойм.
- *Відсутність* підтримки та забезпечення широкого спектру наукових досліджень, у тому числі маркетингових.
- *Втрата* позицій України в морському та океанічному рибальстві.
- *Надмірна залежність* держави від імпорту риби та морепродуктів.

За думкою багатьох фахівців рибогосподарського комплексу України, головною причиною зменшення об'ємів власного виробництва рибної продукції протягом останніх десятиліть є не наявність форс-мажорів (всесвітня пандемія COVID-19, війна з рф) чи неефективної діяльності Держрибагентства України, а саме недосконала політика держави, яка не враховувала виклики часу, мінливих потреб галузі і загалом народу України.

Водна та продовольча безпека України, повоєнне відновлення деградованих земель, територій і акваторій на сьогодні є основними складовими національної безпеки. У майбутньому невідкладними питаннями постануть доцільність відбудови греблі Каховської ГЕС і відновлення Каховського водосховища, відродження водопостачання, рибного господарства, енергетики і рекреації.

Незважаючи на складнощі здійснення науково-дослідних робіт під час воєнних дій у прифронтових регіонах, біомоніторингові і рибогосподарські дослідження повинні тривати. Вони не можуть бути припиненими ще й тому, що Україна зобов'язалася виконувати імплементовані Директиви Європейського Союзу у галузі довкілля.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Кобяков Д. О., Новіцький Р. О. (2023). Особливості моніторингових іхтіологічних досліджень у прифронтових регіонах під час воєнних дій. Матеріали V (XVI) Міжнародної наукової конференції молодих учених «Наукові основи збереження біотичної різноманітності». Львів, 2023 (18 жовтня). С. 72–74.

Шарило Ю. Є., Вдовенко Н. М., Павленко М. М., Федоренко М. О., Шепелєв С. С., Деренько О.О. (2017). Інформаційно-аналітичні матеріали щодо стану економічних показників рибного господарства України та ЄС. К.: НУБіП. 32 с.

Afanasyev, S. O. (2023). Impact of war on hydroecosystems of Ukraine: conclusion of the first year of the full-scale invasion of Russia (a review). Hydrobiological Journal, 59 (4), 3–16.

Novitskyi, R., Hapich, H., Maksymenko, M., Kovalenko, V. (2024). Loss of fisheries from destruction of the Kakhovske reservoir. International Journal of Environmental Studies. DOI: 10.1080/00207233.2024.2314890

Novitskyi, R., Hapich, H., Maksymenko, M., Kutishchev, P., Gasso, V. (2024). Losses in fishery ecosystem services of the Dnipro river Delta and the Kakhovske reservoir area caused by military actions in Ukraine. Frontiers in Environmental Science. Sec. Freshwater Science. 12: 1301435. DOI: 10.3389/fenvs.2024.1301435

Pereira, P., Bašić, F., Bogunovic, I., Barcelo, D. Russian-Ukrainian war impacts the total environment. Science of The Total Environment, 2022, vol. 837. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155865

Shevchuk, S. A., Vyshnevskyi, V. I., Bilous, O. P. (2022). The Use of Remote Sensing Data for Investigation of Environmental Consequences of Russia-Ukraine War. Journal of Landscape Ecology, 15 (3). 36–53.

The State of World Fisheries and Aquaculture-2016. Contributing to food security and nutrition for all. FAO: Rome. 200 p.

УДК 57.01
М.М. ЄРУХ
Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара,
проспект Науки, 72, Дніпро 49045, Україна

ННК “АКВАРІУМ” – ЦЕНТР ГІДРОЕКОЛОГІЧНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ ТА ВИХОВАННЯ МОЛОДІ ДНІПРОПЕТРОВЩИНИ

Навчально-науковий комплекс «Акваріум» є спеціалізованим структурним підрозділом Дніпровського національного університету імені Олеся Гончара, що забезпечує реалізацію його окремих статутних завдань за напрямами освітньої, наукової, природоохоронної та просвітницької діяльності.

На нього покладена функція збереження біологічного різноманіття в регіоні шляхом вивчення, збереження, відтворення і використання рідкісних, зникаючих та особливо цінних видів прісноводної флори та фауни, проведення наукових досліджень у галузі іхтіології, рибництва, гідробіології та водної екології, просвітницька діяльність за природоохоронною тематикою.

На сьогоднішній день у акваріумах експозиції ННК «Акваріум» експонується 67 видів прісноводних риб загальною кількістю 510 особин.

Мешканців малих акваріумів розміщено за регіонами їх природного проживання, а самі акваріуми розташовані в експозиції блоками, кожен з яких присвячений прісноводному населенню одного з континентів, на якому вони мешкають в природі, що дозволяє проводити тематичні екскурсії для шкільних груп, адаптуючи розповідь за віком.

У відповідності до основних напрямів роботи ННК «Акваріум», викладених у “Положенні про навчально-науковий комплекс «Акваріум» Дніпровського національного університету імені Олеся Гончара”, протягом 2023 року було проведено комплекс робіт, необхідних для забезпечення функціонування підрозділу та забезпечення основних напрямків роботи, зокрема освітньої, наукової, просвітницької, виробничої, природоохоронної, гуманітарної та громадської діяльності, міжнародного співробітництва.

У рамках Меморандуму про співробітництво між Центром екологічного моніторингу Дніпропетровської обласної ради (див. лист підтримки) та ДНУ, на території ННК «Акваріум» ДНУ на о. Монастирський встановлена стаціонарна станція аналізу якості поверхневих вод, за допомогою якої проводяться визначення основних гідрохімічних показників (16): загальний вміст зважених речовин (TSS), каламутність, забарвленість, загальний органічний вуглець (TOC), розчинений органічний вуглець (DOC), біохімічне споживання кисню (BOD), хімічне споживання кисню (COD), азот нітратний (NO3-N), нітрати (NO3-), хлорофіл-а (Chl-a), сума ароматичних вуглеводнів (BTX), азот амонійний, pH, температура, розчинений у воді кисень, електропровідність (EC). Паралельно відмічається рівень води та гамма-випромінювання в режимі моніторингу в реальному часі. Вимірювання цих показників дозволяє надавати інтегральну оцінку стану води річки Дніпро.

Окрім цього ННК «Акваріум» залучається для проведення наукових досліджень, а саме в 2023 році в НДЛ гідробіології, іхтіології та радіобіології, яка розташована в ННК, виконується три держбюджетні НДР на загальну суму 3 млн грн.

На базі комплексу проводиться освітній процес для студентів кафедри загальної біології та водних біоресурсів біолого-екологічного факультету та їх навчальна, переддипломна і виробнича практики (гр. БГ-22-1, БГ-20-1, БГ-19-1).

Протягом року експозицію «Акваріуму» відвідало більш як 7 500 осіб, з яких: близько 2 000 (2 163) – це діти, та більш як 5 500 (5 527) – це дорослі відвідувачі.

В 2023 році в «Акваріумі», як і в минулі роки, було благодійно проведено біля десятка тематичних занять з екскурсійним обслуговуванням для організацій, що працюють із пільговими категоріями населення та організованим групам студентів з біолого-екологічного факультету нашого університету.

В зв'язку з вторгненням на територію України російської армії, постійними ракетними обстрілами та повітряними тривогами, ударами по енергетичній системі, а також спричиненим цим блекаутами, постійними екстреними та плановими відключеннями, довелося внести відповідні корективи в роботу закладу, що суттєво вплинуло як на життєдіяльність мешканців «Акваріуму» так і на загальну кількість відвідувачів за рік. Також значно знизився потік відвідувачів та екскурсійних груп як нашого міста, так і з інших областей та міст України.

Проводиться активна робота з висвітлення досягнень та напрямів діяльності «Акваріуму» в соціальних мережах, зокрема Facebook, Instagram, засобах масової інформації, різноманітних інформаційних виданнях. Також співробітники ННК «Акваріум» (Єрух М. М., Єрух Л. А.) були учасниками телеефірів на телевізійних каналах.

Завдяки підтримці Асоціації зоопарків України (АЗУ) було отримано грант «Фінансова підтримка роботи навчально-наукового комплексу «Акваріум» за рекомендацією ЄАЗА від АЗУ. На початку 2023 р. від іноземних партнерів у вигляді благодійної матеріальної допомоги отримано дизельний генератор – DIESEL GENERATOR SET GF2-W55 потужністю 50 kWA для підтримки мешканців акваріумів під час вимкнення електроенергії.

Також від населення та в рамках проєкту «Ковчег», присвяченому збереженню, перетримці та відновленню акваріумістики в Україні, і до якого «Акваріум», разом з іншими колегами з різних регіонів, долучився ще на початку війни, було надано акваріумних риб – більш ніж 50 екз.

ННК «Акваріум» має велике значення для міста, області і країни загалом, бо є унікальним комплексом, що працює з закладами освіти різних рівнів, і проводить еколого-просвітницьку роботу серед дітей, юнацтва та молоді Дніпропетровської області, а також з населенням завдяки роботі виставочної експозиційної зали, де розміщена жива колекція водних тварин та рослин з п'яти континентів світу.

Серед необхідних заходів та перспектив розвитку ННК «Акваріум» для більш ефективного використання колекції видів прісноводної флори та фауни ННК «Акваріум» в науковій, навчальній та виробничій діяльності необхідно вирішити наступні питання:

1. Клопотати перед МОН України щодо включення "Навчально-наукового комплексу «Акваріум» ДНУ" до реєстру наукових об'єктів, що мають статус національного надбання.

2. Провести модернізацію тераріуму крокодила.

3. Модернізувати системи електроживлення ННК «Акваріум» з встановленням систем альтернативного та автономного електроживлення.

4. Налагодити активне співробітництво з Європейською асоціацією зоопарків та акваріумів (EAZA), Асоціацією зоопарків України (АЗУ) та іншими міжнародними організаціями для участі у грантових програмах.

5. Розширити експозиційний матеріал, особливо за рахунок видів місцевої фауни та покращити стан експозиційних акваріумів.

8. Розширити спектр науково-дослідних робіт на базі ННК «Акваріум» у відповідності до оновленого переліку пріоритетних тематичних напрямів наукових досліджень і науково-технічних розробок з урахуванням потреб періоду воєнного стану та відновлення водних екосистем України від наслідків війни.

СЕКЦІЯ І ГІДРОБІОЛОГІЧНІ ДОСЛІДЖЕННЯ ОСОБЛИВОСТЕЙ СТРУКТУРИ ТА ФУНКЦІОНУВАННЯ ПРІСНОВОДНИХ ТА МОРСЬКИХ ЕКОСИСТЕМ УКРАЇНИ

УДК 591.524.11(477-25) (285.3)
В. Ю. ЯВОРСЬКИЙ
Інститут гідробіології НАН України,
проспект Володимира Івасюка, 12, Київ 04210, Україна

ХАРАКТЕРИСТИКА ГОРІХУВАТСЬКИХ СТАВКІВ ЗА ПОКАЗНИКАМИ МАКРОЗООБЕНТОСУ

Горіхуватські ставки являють собою низку штучних водойм, що були створені за течією Горіховатського струмка, або малої річки Горіховатки, що протікає в Національному природному парку «Голосіївський».

Верхня група з трьох ставків знаходиться на південь від головного входу до парку. Перший найменший весь замулений, тому зообентос в ньому не відбирався. Другий і третій більші за розмірами і менш зарослі. Четвертий став знаходиться на схід від головного входу. Він має більші розміри за попередні і більш зарослий. З нього тече струмок, який потрапляє зарослою лісом долиною до п'ятого найбільшого ставка, що розташований у північній частині парку біля Голосіївської площі.

Проби зообентосу відбиралися взимку та влітку 2023 року, дночерпаком Екмана-Берджи на глибині 2 м. та штанговим дночерпаком на глибині 0,3 – 0,8 м. Площа відбору одного дночерпака складала 0,01 м² (10х10 см. у дночерпака Екмана-Берджи та розрахована за формулою πr^2 для круглого отвору штангового дночерпака). Донні відклади в усіх ставках складалися з замуленого піску, мулу і залишків вищої водяної рослинності. Пункти відбору проб і взимку, і влітку були однакові.

Перший ставок виявився майже зовсім пересохлим, тому проби в ньому не відбиралися.

Чисельність зообентосу в ставках і взимку, і влітку здебільшого була невисокою і коливалася взимку – від 2100 (екз./м²) в третьому ставку до 300 (екз./м²) у другому, а влітку – від 5000 (екз./м²) в п'ятому ставку до 200 (екз./м²) – у другому .

Біомаса також була невеликою і коливалася взимку – між 3,65 (г/м²) у п'ятому ставку до 0,96 (г/м²) у струмку, що поєднує п'ятий ставок з четвертим, а влітку від 5,08 (г/м²) також у п'ятому ставку до 0,04 (г/м²) – у струмку, що поєднує п'ятий ставок з четвертим .

Домінуючими групами донних безхребетних в усіх ставках і взимку, і влітку були *Oligochaeta* (переважно з роду *Lymnodrilus*), п'явки – *Helabdella stagnalis, Glossiphonia complanata, Erpobdella octoculata,* личинки *Chironomidae.*

Видове різноманіття макрозообентосу Горіхуватських ставків розраховане за програмою Past 4.12 (Hammer Ø., 2001) загалом було дуже невисоке (що пояснюється невеликою кількістю видів у пробах) . Показники Shannon_H найвищим взимку були в третій (2,141) та четвертій (1,829) водоймах.

Влітку показник Shannon_H був високим лише у п'ятому ставку (3,588). В решті ставків він був ще нижчим за зимові, оскільки видовий склад зообентосу в них був біднішим ніж взимку.

Подібіість видового складу макрозообентосу теж була дуже невеликою. Показники індексів Серенсена в пробах зообентосу і взимку, і влітку здебільшого дорівнювали 0,2 – 0,1 і змінювалися від 0 до 0,5.

Показники сапробності за Пантле-Букком (Афанасьєв С.О., 2019) у зимових пробах коливались між 2,53 у п'ятому ставку, до 3,25 – у струмку, що об'єднує його з четвертим . В четвертому, третьому і другому ставках ці показники складали – 2,81, 2,55 і 2,62 відповідно.

За показниками макрозообентосу відібраного взимку, вода в ставках належить до III-го – IV-го класу та 4-ї – 6-ї категорії якості, помірно забруднена, забруднена та брудна (Романенко В.Д., 2001).

Влітку характеристики якості води за показниками макрозообентосу в усіх ставках були майже однакові, що можна пояснити збільшенням інтенсивності водообміну між ставками в порівнянні з зимовим.

Сапробність за Пантле-Букком коливалась від 2,83 до 2,9, всі ставки були евтрофними і вода в них належала до III-го класу і 5-ї категорії якості.

Зважаючи на вищевикладене можна зробити висновки:

– при порівнянні основних характеристик вмісту проб зообентосу відібраних в Горіхуватських ставках взимку і влітку ніяких значних відмінностей між ними виявлено не було;

– здебільшого і зимові, і літні проби макрозообентосу були дуже бідними за чисельністю, біомасою і видовим складом, що пояснюється низким вмістом кисню в донних відкладах та несприятливими природними умовами ;

– видове різноманіття донної фауни в ставках було невисоким, що пояснюється невеликою кількістю видів у пробах ;

– за показниками макрозообентосу зимових проб (видовим складом та кількістю особин одного, й того ж самого виду у пробі) кожен з ставків являє собою відокремлену, дискретну водойму. Влітку, внаслідок підвищення інтенсивності водообміну, ознаки континуальності були значно вищими ;

– якість води у ставках і самому Горіхуватському струмку дуже невисока і залишає бажати кращого.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Романенко В.Д., Жукинський В.М., Оксіюк О.П. та ін. Методика встановлення і використання екологічних нормативів якості поверхневих вод суші та естуаріїв України. К., 2001. - 48 с.

Афанасьев С.О., Юришинець В.І., Воліков Ю.М., Усов О.Є., Ляшенко. А.В. Прикладні програми для обробки гідробіологічних даних. Методичний посібник. – Київ, 2019. - 28 с.

Hammer Ø., Harper, D. A. T., and P. D. Ryan, 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. Palaeontologia Electronica 4(1): 9pp

УДК 574.63:581.526.323(285+477-25)
О.А. ДАВИДОВ
Інститут гідробіології НАН України,
проспект Володимира Івасюка, 12, Київ 04210, Україна

ІНДИКАТОРНІ ЕКОЛОГО-САНІТАРНІ ПОКАЗНИКИ МІКРОФІТОБЕНТОСУ ОЗЕРА ОПЕЧЕНЬ НИЖНЄ (УКРАЇНА)

У сучасний період переважна більшість водних об'єктів урбанізованих територій знаходиться під впливом антропогенного пресу в результаті проведення різного за масштабами гідротехнічного будівництва. Це призводить до трансформації їх морфометричних та гідрологічних параметрів, що, в свою чергу, порушує природний перебіг біологічних процесів у водних об'єктах та викликає ряд негативних явищ. З огляду на багатоплановість антропогенного впливу загальновизнаним ефективним методом характеристики екологічного, та зокрема санітарно-гідробіологічного стану водних об'єктів та оцінки ступеня порушення їх екосистеми є біоіндикація. Застосування для біоіндикації мікрофітобентосу потребує встановлення параметрів їх індикаторно значимих показників.

Дослідження індикаторних еколого-санітарних показників мікрофітобентосу оз. Опечень Нижнє (50º29'35''пн.ш., 30º30'00''сх.д.) проводили влітку та восени 2022 р., яке під час будівництва житлового масиву Оболонь (м.Київ) у 70-ті роки минулого століття використовувалось як кар'єр для добування піску, що суттєво змінило його морфологію, зменшивши загальну площу мілководь та збільшивши глибину в центральній частині.

Проби мікрофітобентосу відбирали у мілководній зоні мікробентометром МБ-ТЕ у трьох повторностях. Відбір та камеральну обробку проб проводили за загальноприйнятою методикою (Арсан та ін., 2006). Для визначення діатомових водоростей виготовляли препарати з використанням спеціального середовища. Індекс сапробності розраховували за методом Пантле - Букк у модифікації Сладечека (Унифицированные…, 1977, Sladeček…, 1973). Екологічну оцінку якості води за результатами біоіндикації сапробності та визначення трофності виконано за "Методикою встановлення і використання екологічних нормативів якості поверхневих вод суші та естуаріїв України" (Арсан та ін., 2006, Романенко та ін., 2001)

Дослідження індикаторних еколого-санітарних показників мікрофітобентосу дозволило виявити, що влітку в мікрофітобентосі зареєстровано 41 вид водоростей, чисельність, яких складала 1586 тис. кл/10 $см^2$; біомаса – 0,97 мг/10 $см^2$, величина індексу сапробності становила 1,89 – 1,90. Восени значення цих показники були вищими: кількість видів зросла до 48, показники чисельності до 5047 тис. кл/10 $см^2$, біомаси – до 1,87 мг/10 $см^2$, величина індексу сапробності – до 2,12 – 2,19.

В результаті досліджень встановлені кількісні характеристики індикаторних еколого-санітарних показників мікрофітобентосу оз. Опечень Нижнє. Виявлено, що кількість видів, показники чисельності та біомаси мікрофітобентосу, величини індексу сапробності зростають від літа до осені, що призводить до зміни класу якості вод з II до III, категорій якості вод – з 3 до 4, сапробності – з b' до b'' – мезосапробні, трофності – з мезотрофні до евтрофні.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Арсан О.М., Давидов О.А., Дьяченко Т.М та ін. (2006). Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод. За ред. В.Д. Романенка. НАНУ: Ін-т гідробіології. К.: ЛОГОС, 408 с.

Романенко В.Д., Жукинський В.М., Оксіюк О.П. (2001). Методика встановлення і використання екологічних нормативів якості поверхневих вод суші та естуаріїв України. К., 48с.

Унифицированные методы исследования качества вод. Методы биологического анализа вод. (1977). М.: СЭВ. Прил. 1. Индикаторы сапробности, 91с.

Sladeček V. (1973). System of water quality from the biological point of view. Ergebnisse der Limnologie.Vol.7, P.1-128.

УДК 581.526.323(285+477-25)

Г.Є. ГРИГОР'ЄВА, О.А. ДАВИДОВ
Інститут гідробіології НАН України,
проспект Володимира Івасюка, 12, Київ 04210, Україна

BACILLARIOPHYTA ЗИМОВОГО МІКРОФІТОБЕНТОСУ В ОЗЕРІ ВЕРБНЕ (УКРАЇНА)

Вивчення Bacillariophyta мікрофітобентосу є актуальним у фундаментальному та прикладному аспектах, оскільки вони є важливою складовою як при дослідженні просторової динаміки (Passy, 2007), так і залучені до переліку гідробіологічних показників при здійсненні державного моніторингу масивів поверхневих вод (Afanasyev, 2019).

Озеро Вербне розташоване в правобережній частині Києва на території житлового масиву Оболонь (50º29'23''пн.ш., 30º30'57''сх.д.), має статус іхтіолого-ботанічного ландшафтного заказника місцевого значення, що входить до природно-заповідного фонду України.

Публікації стосовно Bacillariophyta мікрофітобентосу оз. Вербне нечисленні та охоплюють лише весняно-осінній період (Давидов, Ларіонова, 2019). Результати досліджень Bacillariophyta мікрофітобентосу водойми в зимовий період у науковій літературі дотепер відображені не були.

Метою роботи було встановити чисельність, кількість видів та родин Bacillariophyta мікрофітобентосу оз. Вербне в зимовий період.

Матеріалом послугували відібрані у грудні 2023 р. проби мікрофітобентосу на мілководних ділянках водойми у безльодовий період. Проби відбирали мікробентометром Владимирової у трьох повторностях. Камеральну обробку проб проводили за загальноприйнятими методами (Арсан та ін., 2006). Для визначення діатомових водоростей виготовляли постійні препарати (Топачевський, Оксіюк, 1960) з використанням синтетичної смоли Naphrax фірми Brunel Microscops LTD (Велика Британія) з показником заломлення світла 1,74.

За результатами досліджень у зимовий період у мікрофітобентосі серед Bacillariophyta ідентифіковано 54 види (65 внутрішньовидових таксонів), які належали до 16 родин. Переважна більшість родин (15) включала пенатні форми (двобічносиметричні) і лише одна належала до центричних (з радіальною симетрією). Чисельність Bacillariophyta на дні водойми не перевищувала 6090,0 тис. кл/10 $см^2$. Найбільшими кількісними показниками розвитку серед Bacillariophyta

характеризувались види з родин Achnanthidiaceae та Naviculaceae, які сукупно утворювали 28,5 % та 19,8 % від загальної чисельності відповідно. Високі кількісні показники у чисельності Bacillariophyta мікрофітобентосу в зимовий період представників родини Achnanthidiaceae, які є переважно формами обростання, обумовлені їхньою "вимушеною" міграцією на дно з вищих водних рослин, які у цей період завершили вегетацію та не могли вже бути субстратом, до якого вони зазвичай прикріплюються.

Встановлені кількісні показники Bacillariophyta мікрофітобентосу (чисельність, кількість видів та родин) оз. Вербне в зимовий період можуть бути використані при дослідженні закономірностей обміну видами між різнотипними водоростевими угрупованнями, а також при проведенні моніторингу стану водойми.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Арсан О.М., Давидов О.А., Дьяченко Т.М та ін. (2006). Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод. За ред. В.Д.Романенка. НАНУ: Ін-т гідробіології. К.: ЛОГОС, 408 с.

Давидов О.А., Ларіонова Д.П. (2019). Санітарно-гідробіологічна характеристика озера Вербне за мікрофітобентосом. Наук.зап. Терноп.нац.пед.ун-ту. Сер. Біолог., №3 (77), 46-51.

Топачевський О.В., Оксіюк О.П. (1960). Діатомові водорості – Bacillariophyta (Diatomeae). Визначник прісноводних водоростей Української РСР, Т.11. К.: Вид-во АН УРСР, 412 с.

Afanasyev S.O. (2019). Problems and progress of investigations of hydroecosystems' ecological state in view of implementation of EU environmental directives in Ukraine. *Hydrobiol. J.*, Vol.55, № 2. P. 3-17.

Passy S.I. (2007). Diatom ecological guilds display distinct and predictable behavior along nutrient and disturbance gradients in running waters. *Aquatic Botany.* Vol. 86. P. 171–178.

УДК 504.064:[581.526.323:582.261.1](477-25)

А.В. ЖОРОВА
Інститут гідробіології НАН України,
проспект Володимира Івасюка, 12, Київ 04210, Україна

ФІТОЕПІФІТОН ЯК БІОЛОГІЧНИЙ ІНДИКАТОР КИСНЕВОГО РЕЖИМУ РІЗНОТИПНИХ ДІЛЯНОК КАНІВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

Контурні водоростеві угруповання широко використовуються для біоіндикації якості водного середовища та стану водних екосистем (Van Dam et al., 1994; Kelly, Whitton, 1995). Зокрема, репрезентативним біоіндикатором є фітоепіфітон, тобто угруповання водоростей, які розвиваються на поверхні вищих водних рослин. Наприклад, показано (Klochenko, Shevchenko, 2019), фітоепіфітон Канівського водосховища налічує 260 індикаторних видів водоростей, у тому числі, 158 індикаторів проточності та насичення води киснем, 43 індикатори температурного режиму, 148 індикаторів активної реакції водного середовища, 183 індикатори солоності води, 223 індикатори органічного забруднення тощо. У цитованій роботі обґрунтована необхідність подальших досліджень стану екосистеми водосховища за біоіндикаційними характеристиками фітоепіфітону (Klochenko, Shevchenko, 2019).

Придаткова мережа Канівського водосховища включає ділянки з різним гідрологічним режимом та ступенем сполученості/ізольованості: затоки, протоки, заплавні водойми, які під час паводків з'єднуються з основним руслом водосховища. Актуальною проблемою є вивчення кисневого режиму таких різнотипних ділянок водосховища. При цьому, відомо (Щербак та ін., 2002), що гідрохімічні показники дають «миттєвий знімок» якості води, а водоростеві угруповання можуть відображати інтегральну картину якості водного середовища за період в декілька днів.

Мета роботи – оцінити кисневий режим лотичних та лентичних ділянок Канівського водосховища з різним ступенем сполученості за даними інструментальних вимірювань та біоіндикаційними характеристиками фітоепіфітону.

Методи та матеріали. Дослідження проводились у верхній частині Канівського водосховища у серпні 2023 р. на таких станціях спостереження:

1) Руслова ділянка Канівського водосховища нижче затоки Собаче гирло.
2) Вхід до затоки Собаче гирло.
3) Затока Собаче гирло, човнова станція.
4) Ізольована водойма біля затоки Собаче гирло.

Проби фітоепіфітону відбирали з домінуючих видів вищих водних рослин – *Nuphar lutea* (L.) Sm. та *Sparganium sp.* Слід відмітити, що в ізольованій водоймі спостерігалось монодомінування *N. lutea*, проективне покриття заростей складало більш ніж 75% водного дзеркала. На русловій ділянці Канівського водосховища проективне покриття *N. lutea* становило приблизно 75%, тоді як *Sparganium sp.* – близько 50%. На вході до затоки Собаче Гирло проективне покриття *N. lutea* та *Sparganium sp.*, складали по 50%. На ділянці затоки біля човнової станції відмічалась пляма розріджених заростей *Sparganium sp.*, з проективним покриттям 10%. Паралельно з відбором проб водоростей вимірювали абіотичні показники: температуру води, pH за допомогою портативного pH-метру та вміст розчиненого кисню з використанням оксиметра AZ8403. Для визначення діатомових водоростей виготовляли постійні препарати (Топачевський, Оксіюк, 1960), використовуючи синтетичну діатомову смолу Naphrax фірми "Brunel Microscopes LTD" (Велика Британія) з індексом заломлення світла 1,74. Валідність окремих таксонів узгоджували з Міжнародним електронним каталогом AlgaeBase (http://www.algaebase.org/). На основі отриманих даних розраховували діатомові індекси: індекс кисневого режиму та індекс відношення до pH **(**Van Dam et al., 1994). Дані індекси обчислювали як середньозважені величини індивідуальних індексів кисневого режиму та відношення до pH **(**Van Dam et al., 1994) за чисельністю видів-індикаторів.

Індивідуальні індекси кисневого режиму змінюються від 1 до 5 і відображають вимоги видів до вмісту розчиненого кисню за такою шкалою: 1 – постійно високий вміст кисню, близько 100% насичення; 2 – досить високий вміст кисню, більш ніж 75% насичення; 3 – помірний вміст кисню, більш ніж 50% насичення; 4 – низький вміст кисню, більш ніж 30% насичення; 5 – дуже низький вміст кисню, близько 10% насичення **(**Van Dam et al., 1994).

Індивідуальні індекси відношення до pH мають наступне ранжирування: 1 – ацидобіонти, для яких оптимальні показники pH < 5,5; 2 – ацидофіли, які найчастіше зустрічаються за pH <7; 3 – види, які віддають перевагу pH, близькому до нейтрального » 7; 4 – алкаліфіли, які трапляються при показниках pH >7; 5 – алкалібіонти, які зустрічаються виключно при pH >7; 6 – індиференти (Van Dam et al., 1994).

Результати досліджень та їх обговорення

У період спостережень температура води складала від 22,8 до 24,9°C. Вміст розчиненого кисню на даних ділянках характеризувався значною амплітудою коливань.

Так, на русловій ділянці Канівського водосховища абсолютний вміст кисню складав 3,52 мг O_2/дм^3, а відсоток насичення води киснем – 43%. Такий досить низький вміст кисню можна пояснити тим, що дослідження проводились у ранкові години, коли фотосинтез водоростей ще не досяг максимальної інтенсивності. Крім того, на даній станції відмічалось помірне «цвітіння» води, а на мілководді біля берега – явище «нагону» синьозелених водоростей. Отже, низький вміст кисню може бути частково зумовлений процесами деструкції.

На вході до затоки Собаче Гирло вміст кисню був вищим – 5,74 мгO_2/дм^3 та 70% відповідно. При цьому явища «нагону» водоростей не спостерігались. Більший вміст кисню може бути пов'язаний з фотосинтезом вищих водних рослин, які масово вегетують на даній ділянці.

Найсприятливіший кисневий режим був характерний для ділянки затоки біля човнової станції – 6,10 мгO_2/дм^3 (73%). Водночас найгірший кисневий режим зареєстровано в ізольованій водоймі – 1,07 мгO_2/дм^3 або 12% насичення. Такий кисневий дефіцит може бути зумовлений високим проективним покриттям водного дзеркала глечиками жовтими (більш ніж 75%), які екранують товщу води та пригнічують фотосинтез фітопланктону.

Рівень pH на русловій ділянці Канівського водосховища складав 7,08, на вході до затоки Собаче Гирло – 7,30, в затоці біля човнової станції – 8,29, в ізольованій водоймі – 6,86.

У фітоепіфітоні досліджуваних ділянок Канівського водосховища у серпні 2023 р. було виявлено 155 видів водоростей, серед яких домінували Bacillariophyta (81%), а субдомінантами виступали Chlorophyta (10%).

На русловій ділянці видовий склад фітоепіфітону був представлений 91 видом з переважанням Bacillariophyta (86%). На рівні родів домінували *Gomphonema* – 7 видів, *Cymbella, Eunotia, Nitzschia, Planothidium* – по 5 видів. На вході до затоки виявлено 66 видів, серед них частка діатомових становила 95%. До провідних родів належали: *Navicula* – 6 видів, *Gomphonema, Planothidium* – по 5 видів, *Cocconeis* – 4 види. У затоці біля човнової станції ідентифіковано 85 видів (частка Bacillariophyta – 75%). Найбільшим різноманіттям характеризувались роди: *Gomphonema, Navicula* – по 7 видів, *Nitzschia* – 4 види. Видовий склад фітоепіфітону ізольованої водойми нараховував 71 вид, з часткою діатомових – 94 %. Найбільшою кількістю видів були представлені роди *Gomphonema* – 7 видів, *Navicula* – 6 видів, *Fragilaria* – 4 види.

До індикаторів кисневого режиму належали 80 видів діатомових водоростей (тобто 51% видового складу). При цьому переважали види, які віддають перевагу постійно високому вмісту кисню (28% видів-індикаторів), досить високому (39% видів-індикаторів) та помірному вмісту кисню (25%). Частка видів, які можуть вегетувати за низького та дуже низького вмісту кисню, була незначною та складала 6% і 3% відповідно. Діатомовий індекс кисневого режиму змінювався від 1,81 до 2,99. При цьому у затоці біля човнової станції він складав 1,81, що вказує на найсприятливіший кисневий режим серед досліджуваних ділянок. У той же час, в ізольованій водоймі даний індекс вказував на найгірший кисневий режим і складав 2,99. На русловій ділянці Канівського водосховища та на вході до затоки індекси кисневого режиму складали 2,33 та 1,88 відповідно. Отже, діатомовий індекс кисневого режиму за фітоепіфітоном репрезентативно відображав кисневі умови досліджуваних ділянок Канівського водосховища. Це підтверджується достовірною кореляцією між даними інструментальних вимірювань та діатомовими індексами, зокрема: між абсолютним

вмістом кисню та індексом кисневого режиму: $r = –0,99$, $p = 0,003$. Аналогічна кореляція встановлена для насичення води киснем: $r = –0,99$, $p = 0,002$.

До індикаторів pH належало 85 видів Bacillariophyta (55% видового складу). Переважали алкаліфіли (68%) та види, які віддають перевагу нейтральному pH. Діатомовий індекс відношення до pH складав від 3,64 до 3,99, що вказує на лужну – близьку до нейтральної активну реакцію водного середовища і узгоджується з результатами інструментальних вимірювань pH.

Підсумок. Таким чином, біоіндикаційні характеристики фітоепіфітону репрезентативно відображають кисневий режим та активну реакцію водного середовища ділянок Канівського водосховища з різним ступенем сполученості. Встановлено достовірну кореляцію між вмістом розчиненого кисню та діатомовим індексом кисневого режиму за фітоепіфітоном. Дані інструментальних вимірювань та біоіндикаційні характеристики фітоепіфітону свідчать про те, що оптимальний кисневий режим спостерігається в затоці Собаче гирло біля човнової станції, що може пояснюватись водообміном затоки з Канівським водосховищем. В ізольованій водоймі зареєстровано кисневий дефіцит, який може бути зумовлений значним проективним покриттям водного дзеркала глечиками жовтими, які екранують товщу води та пригнічують фотосинтез водоростей.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Щербак В. І., Майстрова Н. В., Ковальчук Л. А. (2002). Гідробіологічний моніторинг водних екосистем. Методичні основи гідробіологічних досліджень водних екосистем. Київ 32–40.

Топачевський О. В., Оксіюк О. П. (1960). Визначник прісноводних водоростей Української РСР. XI. Діатомові водорості. К: Видавництво академії наук Української РСР, 411.

Kelly M. G., Whitton B. A. (1995). The trophic diatom index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. Journal of Applied Phycology, 7, 433–444.

Klochenko P. D., Shevchenko T. F. (2019). Epiphyton as bioindicator of the state of the cpper-cascade Dnieper Reservoirs. Hydrobiological Journal, 55(4), 26–37.

Van Dam H., Mertens A., Sinkeldam J. (1994). A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. Netherlands Journal of Aquatic Ecology, 28(1), 117–133.

УДК 574.5, 528.46:574.5(262.5+26.05)

Є.В. СОКОЛОВ
ДУ: «Інститут морської біології НАН України»
вул. Пушкінська, 37, Одеса, 65048, Україна

ТОПОЛОГІЧНИЙ АНАЛІЗ ГЕОМОРФОЛОГІЇ ШЕЛЬФУ УКРАЇНСЬКОГО СЕКТОРУ ПІВНІЧНО-ЗАХІДНОЇ ЧАСТИНИ ЧОРНОГО МОРЯ В КОНТЕКСТІ БІОРІЗНОМАНІТТЯ

Дослідження, що спрямовані на топологічний аналіз геоморфології шельфу українського сектору північно-західної частини Чорного моря, набувають особливого значення та релевантість у складних екологічних умовах регіону (Gomoiu, 1992), підсилених кліматичними змінами та військовими діями. Просторова індефікація та

класифікація геоморфологічних особливостей «донних тіл» шельфу українського сектору має ряд вагомих регіональних підстав:
-багатовекторне антропогенне забруднення (Виноградов, Богатова, Синегуб, 2012);
-найпотужнійший з усіх регіонів Чорного моря алохтонний вплив річкового стоку (Zaitsev, 2008);
-висока неоднорідність геоморфологічних умов внаслідок пересіченості морського дна чисельними палеодолинами річок затоплених морем у найсучаснішому геологічному минулому (Mudie, Yanko-Hombach et al., 2021);
-контурність, гетерогенність та разшарування біотопів як в широтному так і у вертикальному вимірах (Zaitsev, 2008; Мінічева, Соколов, 2021).

Насамперед наслідки алохтонної евтрофікації у складних гідроекологічних умовах регіону найбільш синергетичної та комплексної шкоди завдають екологічним умовам на дні морського середовища викликаючи: сукцесійні зміни з зникненням бентосних автотрофів (Minicheva, 2013); втрату біоресурсів; гіпоксийні та аноксийні явища з розвитком процесів вторинної (автохтонної) евтрофікації (Vahtera, Conley et al., 2007). Врахування морфології дна у моделях є ключовим елементом з визначення уразливих місць від впливу евтрофікації. Просторове моделювання на основі нюансів регіональної геоморфології морського дна дозволяє враховувати вплив та наслідки евтрофікації (у тому числі вторинної), а також зміни екологічного статусу морських акваторій.

В цих умовах геоморфологія шельфу детермінує температурний, кисневий режим, освітленість морського дна, гідродинамічні процеси, та навіть субстрати – складові, які мають істотне значення у функціонуванні доних екосистем шельфу, що визначає тоопологію суттєвим показником в розробці стратегій просторового планування та управління морським середовищем, в регіоні.

Важливість вивчення геоморфології шельфу в українському секторі Чорного моря стає дедалі очевиднішою в контексті реалізації Морської стратегії (MSFD) для Атлантичного регіону (Directive 2008/56/EC) та інших природоохоронних директив. Життєво важливим компонентом MSFD є оцінка місця розташування та стану морських екосистем у європейських регіональних морях. Дослідження геоморфології шельфу в рамках дескриптора 6 Benthic habitats MSFD дає змогу оцінити структуру та інфікувати донні тіла (урочища), а також визначити вплив геоморфологічних особливостей на розподіл і стан бентичних угруповань.

Директива про охорону природи(Habitats Directive), вимагає ідентифікацію морських областей, які є особливо важливими для збереження біорізноманіття та функціонування морських екосистем (Directive 92/43/EEC). В свою чергу відносини між видом або угрупуванням та їхнім середовищем є фундаментальними для концепції середовища проживання. Для багатьох морських видів глибина, тип субстрату та форма морського дна є дуже важливими факторами в цьому зв’язку (Novaczek, Devillers et al., 2019). У цьому контексті геоморфологічні похідні можна використовувати для висновку про вплив батиметричних градієнтів, які мають фундаментальну роль у транспортуванні енергії через морські екосистеми, впливають на чисельність і розподіл видів (Walbridge, Shaun, et al. 2018). Крім того, важливість результатів дослідження є актуальною у відношенні просторового планування та розміщення штучних рифів, екопозитивних структур, виділення зон для аквакультури (Allocated Zones for Aquaculture - AZAs).

Таким чином, в контексті міжнародних природоохоронних директив, топологічні дослідження геоморфології шельфу українського сектору північно-західної частини Чорного моря, стає стратегічно важливим для забезпечення розробки науково

обґрунтованих стратегій сталого розвитку регіону, управління, збереження морських екосистем та підтримання економічного зростання в цьому регіоні.

Топологічний аналіз за батиметричними даними включав розрахунок батиметричних похідних індексів положення (BPI) у двох шкалах: макро-форм рельєфу – «Broad BPI» (B-BPI); мікроформ рельєфу – «Fine BPI» (F-BPI), та розподілу ухилів. Методи картування субаквальних ландшафтів із застосуванням індексів BPI двох шкал широко розповсюджені за кордоном (Lundblad et al., 2006). Розрахунок проводився на основі батиметричних даних - розподілу глибин отриманих з міжнародного «сервісу» EMODnet Bathymetry (https://www.emodnet-bathymetry.eu/), з використанням інструментів модульного пакету «Benthic Terrain Modeler (BTM)» та інструменту калькулятора растрів, програмної платформи ArcGIS.

Сумісний облік BPI макро та мікроформ морфології морського дна виявив, що найбільш розвинуті від'ємні форми рельєфу представлені в регіоні Дніпровською (з Одеським жолобом), Дністровською, Донузлавською палеодолинами, що мають найбільш депресивні риси геоморфології, в порівнянні з акумулятивною Дунайською (на заході) та менш розвинутою (за палерічковою мережею) Каланчакської (на сході – р-н Тендровської коси) палеодолинами. Найбільш екопозитивні ділянки зі значеннями обох індексів BPI щонайменше більше від 0 на +1(σ) представлені височинами (Будакською, Дністровською, західно-Тендровською та Чорноморською височинами), річковими прибережними палео-терасами, банками (Дніпровська, Дністровська), авандельтами, та пагорбами (підводними островами).

Визначення - класифікація донних тіл було реалізовано на основі сумісного (багатофакторного) урахування геоінформаційних поверхонь: глибин, ухилів, макро та мікроформ рельєфу за класифікаційною методикою (Lundblad et al., 2006). Методологія класифікації форм морського дна, дозволила виділити у регіоні 12 типів бентосних тіл (урочищ), визначити їх просторово, з отриманням геоінформаційних шарів та картувати.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Виноградов, А. К., Богатова, Ю. И., & Синегуб, И. А. (2012). Подходные каналы и их значение в функционировании экосистем акваторий морских портов. Екологічна безпека прибережної та шельфової зон та комплексне використання ресурсів шельфу, 26 (1), 34-47.

Мінічева Г.Г., Соколов Є.В. (2021). Екофакторний підхід до зонування українського сектору Чорного та Азовського морів. Морський екологічний журнал, 9(1), 52–62 https://doi.org/10.47143/1684-1557/2021.1.05

EMODnet Bathymetry Consortium: EMODnet Digital Bathymetry (DTM), European Marine Observation and Data Network, https://doi.org/10.12770/18ff0d48-b203-4a65-94a9-5fd8b0ec35f6, 2018.

European Union. Directive 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council of 17 June 2008 Establishing a Framework for Community Action in the Field of Marine Environmental Policy (Marine Strategy Framework Directive) (Text with EEA Relevance); Publications Office of the EU: Luxembourg, 2008; Volume 164. [Google Scholar]

European Union. Directive 92/43/EEC of the Council of 21 May 1992 on the Conservation of Natural Habitats and of Wild Fauna and Flora (Habitats Directive); Publications Office of the EU: Luxembourg, 1992; Volume 206. [Google Scholar]

Lundblad ER, Wright DJ, Miller J, Larkin EM, Rinehart R, Naar DF et al. A benthic terrain classification scheme for American Samoa. Mar Geod. 2006, 29(2), 89 – 111.

Minicheva, G.G. Use of the macrophytes' morphofunctional parameters to assess Ecological status class in accordance with the EU WFD. Mar. Ecol. J. 2013, 3, 5–21.

Mudie, P. J., Yanko-Hombach, V. V., Mudryk, I. (2021). Palynomorphs in surface sediments of the North-Western Black Sea as indicators of environmental conditions. Quaternary International, 590, 122-145.

Novaczek, E., Devillers, R., & Edinger, E. (2019). Generating higher resolution regional seafloor maps from crowd-sourced bathymetry. Plos one, 14(6), e0216792.

Vahtera, E., Conley, D. J., Gustafsson, B. G., Kuosa, H., Pitkänen, H., Savchuk, O. P., ... & Wulff, F. (2007). Internal ecosystem feedbacks enhance nitrogen-fixing cyanobacteria blooms and complicate management in the Baltic Sea. AMBIO: A journal of the Human Environment, 36(2), 186-194.

Walbridge, S., Slocum, N., Pobuda, M., & Wright, D. J. (2018). Unified geomorphological analysis workflows with benthic terrain modeler. Geosciences, 8(3), 94.

Zaitsev, Y. Introduction to the Black Sea Ecology; Smil Edition and Publishing Agency Ltd.: Odessa, Ukraine, 2008. [Google Scholar]

УДК 582.26:577.473

[1]В.П. ГЕРАСИМЮК, [2]Н.В. ГЕРАСИМЮК, [1]О.М. РУЖИЦЬКА, [1]І.П. ЯКУБА,
[1]Одеський національний університет імені І.І. Мечникова,
вул. Дворянська, 2, Одеса, 65026, Україна
[2]Одеський національний медичний університет,
пров. Валіховський, 2, Одеса, 65082, Україна

ДОСЛІДЖЕННЯ МОРСЬКОЇ ПІНИ ОДЕСЬКИХ ПЛЯЖІВ ЧОРНОГО МОРЯ

Море завжди приваблювало людство своєю дивовижною і вражаючою красою, різноманітною палітрою кольорів, невідомим рослинним і тваринним світом, необмеженістю морського простору та географічною новизною. Воно за думкою багатьох філософів, натуралістів та вчених колись було колискою життя на Землі. Не випадково, що за однією з легенд навіть сама давногрецька богиня краси Афродита була саме народжена з морської піни. Тому вивчення морської піни завжди викликало певну цікавість як з боку філософів, моряків, так і натуралістів та вчених і надихало останніх на її подальше вивчення.

Взагалі піна завжди була представлена дисперсною системою, що містить так звані комірки – бульбашки газу, які відокремлені один від одного плівками рідини або твердої речовини та підіймаються догори завдяки своїй плавучості та меншої ваги. Важливу роль в її утворенні відіграють детергенти або поверхнево-активні речовини (ПАР). Вони є групою речовин, які викликають зниження поверхневого натягу на межі розподілу різних фаз.

Морська піна представлена набором неорганічних та органічних речовин (K, Na, Ca, Mg, I, Br, N, P, O, S, Si, вітамінів, мінеральних добрив, детергентів, пестицидів, солей важких металів, нафтопродуктів, радіонуклідів), своєрідною "витяжкою" з води водойми. Кількість та стан морської піни у воді залежить насамперед від погоди, висоти хвиль, напрямку течій, швидкості вітру, сонячної радіації, температури, солоності води та кількості детергентів у морі (Зайцев, 1970). Вона відіграє значну роль у житті поверхневих біотопів морів та океанів (прискорює процеси розмноження, росту та

розвитку різних видів бактерій, водоростей, грибів, насіння вищих водних рослин та інших гідробіонтів).

Морська піна – це своєрідна екологічна ніша для проживання в ній бактерій, клітин та цист водоростей, спор грибів та інших гідробіонтів. Колір морської піни може змінюватися від білого до рожевого в залежності від того, представники яких відділів водоростей домінують в ній і викликають "цвітіння" води.

Відомо, що екологічне угруповання – нейстон (від грец. neusto – плавучий) – це сукупність організмів, що живуть біля поверхневої плівки води, тобто поблизу межі водного та повітряного середовищ. Сам термін "нейстон" запропонував відомий шведський гідробіолог Е. Науман. Організми ж морської піни входять до складу особливого екологічного угруповання, яке на відміну від нейстону, включає три різні середовища (фази): повітря, ґрунт та воду, що надає підстави запропонувати для даного угруповання новий термін – афрон (від грец. афрос – піна).

Піна недостатньо віддзеркалена та висвітлена в альгологічних дослідженнях. Літературні дані малочисельні. Основна увага в них приділялася вивченню впливу піни на ріст та розвиток бактерій (Jolley, Jonus, 1978), грибів (Nawawi, 1985), тварин (Зайцев, 1970). Праці, що присвячені дослідженню морської піни водоростей (Герасимюк, Белєнкова, 2001; Александров, Никонова, 2006) уривчасті та неповні. Одноклітинні водорості є важливим компонентом морських екосистем, однак, на жаль, в літературі немає комплексних наукових праць, присвячених вивченню одноклітинних водоростей морської піни, зокрема в акваторії Чорного моря.

Метою нашої роботи було вивчення сучасного стану мікроскопічних водоростей морської піни (афрону) одеських пляжів Чорного моря. Для досягнення цієї мети було потрібно виявити видовий склад водоростей морської піни, проаналізувати її екологічний стан та підрахувати кількісні показники (чисельність і біомасу) мікроскопічних водоростей морської піни.

Матеріалами для досліджень були проби морської піни, які були відібрані на пляжах "Лузанівка", "Ланжерон", "Дельфін", "Аркадія" Одеської затоки Чорного моря протягом періоду 2020-2023 рр. Їх відбирали за допомогою бакпечаток, мірних циліндрів та пластикових пляшок. Огляд зразків і визначення водоростей здійснювали з використанням бінокулярної лупи "МБС-12", світлового мікроскопу "XSP-104", фотоапарату "Canon" та загальновідомих альгологічних визначників та атласів. Загалом було зібрано та досліджено 66 проб, зроблено 66 тимчасових та виготовлено 10 постійних препаратів.

У результаті досліджень було знайдено і визначено 115 видів мікроскопічних водоростей, які належали до 45 родів, 29 родин, 13 порядків, 7 класів, 5 відділів, 4 царств та 2 імперій. Серед доменів (імперій) еукаріоти (*Eukaryota*, 111 видів) переважали над прокаріотами (*Prokaryota*, 4). З них на долю царства бактерій (*Bacteria*) прийшлося 4, хромістів (*Chromista*) – 103, рослин (*Plantae*) – 6, найпростіших (*Protozoa*) – 2 види мікрофітів. Найбільш різноманітними за кількістю видів у морській піні Одеської затоки були діатомові (*Bacillariophyta*) – 99 таксонів, ціанобактерії (*Cyanobacteria*) склали 4, зелені (*Chlorophyta*) – 6, динофлагеляти (*Dinoflagellata*) – 4, евгленові (*Euglenozoa*) – 2 види водоростей.

В акваторії пляжів Одеської затоки представники класу *Bacillariophyceae* (93 види) мали переважну більшість за кількістю видів серед водоростей інших класів: *Coscinodiscophyceae* (9), *Mediophyceae* (8), *Dinophyceae* (4), *Cyanophyceae* (4) та *Euglenophyceae* (2).

Головну роль у систематичному складі піни відігравали види, які входили до таксономічного складу наступних порядків: *Naviculales* (27 видів), *Bacillariales* (21), *Achnanthales* (11), *Fragillariales* (10), *Cymbellales* (6), *Thalassiophysales* (5), *Thalassiosirales* (4) та *Coscinodiscales* (3).

До складу 10 провідних родин альгофлори піни належали *Bacillariaceae* (21 вид), *Naviculaceae* (19), *Cocconeidaceae* (8), *Licmophoraceae* (6), *Catenulaceae* (5), *Cymbellaceae* (5), *Coscinodiscaceae* (3), *Surirellaceae* (3), *Chaetoceraceae* (3) та *Oscillatoriaceae* (2). Загальна кількість видів, які належали до 10 провідних родин, склала 75 видів або 65 % від загальної кількості таксонів.

Представники родів *Nitzschia* Hassal (16 видів), *Navicula* Bory (13), *Cocconeis* Ehrenb. (8), *Diploneis* Ehrenb. (6), *Gyrosigma* Hassal (5), *Tryblionella* W. Sm. (5), *Coscinodiscus* Ehrenb. (3), *Thalassiosira* Cleve (3) та *Melosira* C. Agardh (2) зробили значний внесок до видового різноманіття афрону пляжів Одеської затоки. Піна не має специфічного видового складу водоростей.

При вивченні видового складу водоростей морської піни були знайдені рідкісні для північно-західної частини Чорного моря і самої акваторії Чорного моря види мікрофітів: *Oscillatoria funiformis* (Vouk) Komárek, *Ceratium extensum* (Gour.) Cleve, *Licmophora ovulum* Mereschk., *Gomphonema domniciae* Gusl., *Thalassiothrix longissima* Cleve et Grunow, *Anorthoneis hummii* Hust., *Cocconeis engelbrechtii* Cholnoky, *Diploneis oculata* (Breb.) Cleve, *D. papula* (A.W.F. Schmidt) Cleve, *Placoneis elginensis* (W. Greg.) E.I. Cox, *Nitzschia pseudohybrida* Hust.

Водорості знайдені в морській піні, також входили до складу трьох основних водних екологічних угруповань: фітопланктону, перифітону та фітобентосу. Планктонні організми склали 21 вид (18,3 %). До фітопланктону належать *Oscillatoria funiformis, Ceratium extensum, Noctiluca scintillans* (Macartney) Kof. et Swezy, *Skeletonema costatum* (Grev.) Cleve, *Cyclotella meneghiniana* Kütz., *Coscinodiscus granii* Gough, *Melosira subglobosa* (Grunow) V. Gerasimiuk, *Thallassiothrix longissima, Pseudosolenia calcar-avis* (M. Schultze) Sundstrőm, *Cylindrotheca closterium* (Ehrenb.) Reim. et Lew. Значно різноманітніше у видовому відношенні були представлені бентосні форми, а саме: донні – 63 види (54,7 %) і види, що входять до складу обростань різних субстратів - 30 видів (27,0 %). Серед донних діатомей найбільш розповсюджені *Navicula pontica* A. Witkowski, Kulikovskiy, Nevrova, Lange-Bert.et Gogorev, *Diploneis smithii* (Breb.) Cleve, *Halamphora cymbifera* (W. Greg.) Levkov, *Epithemia sorex* Kütz., *Nitzschia commutata* Grunow і *Surirella minuta* Breb. ex Kütz., в той час, як серед обростань було зареєстровано *Diatoma elongata* (Lyngb.) C. Agardh, *Tabularia fasciculata* (C. Agardh) D.M. Williams et Round, *Licmophora gracilis* (Ehrenb.) Grunow, *Cocconeis scutellum* Ehrenb., *Achnanthes adnata* Bory та *Rhoicosphenia abbreviata* (C. Agardh) Lange-Bert.

Під час штормів, сильного вітру, прибою та течій бентосні та перифітонні форми водоростей та їх цисти обриваються з субстратів, до яких вони були прикріплені, підіймаються з днища водойми і потрапляють до морської піни особливо в прибережній зоні Одеської затоки.

За рівнем організації серед знайдених водоростей виявлено 75 одноклітинних, 36 колоніальних та 4 багатоклітинні таксони. У зв’язку з можливістю руху рухливі організми склали 59, нерухливі – 56 видів. За морфологічною диференціацією слані переважна більшість мікрофітів (105 видів) була представлена кокоїдною формою тіла, доля нитчастої форми тіла становила – 4, монадної – 6 видів.

Екологічні особливості водоростей піни одеських пляжів було вивчено за відношенням до таких екологічних чинників навколишнього середовища, як солоність (мінералізація), водневий показник (pH) та сапробність (органічне забруднення) води.

Виявлено, що в піні одеських пляжів за відношенням до солоності переважали морські або полігалобні організми (44 види або 38,3%). Група солонуватих або мезогалобних мікроводоростей поступалася полігалобам і склала 27 видів (23,5%). Прісноводні організми або олігогалоби були представлені двома підгрупами: галофілами (16 видів або 13,9%) та індиферентами (21 вид або 18,3%).

У відповідності до pH середовища мікроскопічні водорості піни одеських пляжів віддавали перевагу лужній реакції середовища (алкаліфіли – 104 види; індиференти – 11).

Із виявлених видів 53 види водоростей були індикаторами органічного забруднення (сапробності) води. Серед них переважаючою групою були мезосапроби (52 вид або 45,2 %), причому β-мезосапробні види склали 35, α-мезосапробні – 17. Індикатори чистої води – олігосапроби нараховували 1. Організми з невстановленою сапробністю склали 62 види.

Сапробний індекс водоростей піни склав 2,08, що свідчить про середній β-мезосапробний рівень органічного забруднення вод пляжів Одеської затоки.

З точки зору фітогеографії альгофлора морської піни була представлена бореальною (61 вид) та космополітичною (43) групами з аркто-бореальними (3) та бореально-тропічними (8) елементами.

Чисельність водоростей морської піни змінювалася від 121,44 до 200,03 млн кл. /м^3. Максимальна чисельність спостерігалася навесні та восени, мінімальна – взимку. Біомаса водоростей морської піни була не сталою і коливалася від 0,08 до 3,70 г / м^3.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Александров Б.Г., Никонова С.Е. Об обнаружении покоящихся стадий водорослей в морской пене. (2006). Матер. XII з'їзду УБТ. Одеса, (15-18 травня). С. 185.

Герасимюк В.П., Белєнкова Н.І. (2001) Альгологічні дослідження морської піни Одеської затоки Чорного моря. Матер. XI з'їзду УБТ. Харків, (25-27 вересня). С.81-82.

Зайцев Ю.П. Морская нейстонология. (1970) К.: Наук. думка, 264 с.

Цыбань А.В. Морская пена как экологическая ниша для бактерий. (1972). Микробиология. № 3. С. 14-24.

Nawawi A. Another aquatic hyphomycetes genus from foam. (1985). Trans. Brit. Mycol. Soc. Vol. 85, № 1. P. 174-177.

Jolley E.T., Jonus A.K. The interaction beburen *Navicula muralis* Grunow and unassociated species of *Flavobacterium.* (1977). Vol. 12, № 4. P. 315-328.

УДК 541.49:546.732/3:547.496.2
О.В. ГУДЗЕНКО
Інститут мікробіології і вірусології ім. Д.К. Заболотного НАН України,
вул. Академіка Заболотного, 154, Київ 03143, Україна

ПРОТЕОЛІТИЧНА АКТИВНІСТЬ БАКТЕРІЙ ІЗОЛЬОВАНИХ З ПРИБЕРЕЖНОЇ ЗОНИ ТА ЧОРНОГО МОРЯ

Сучасні військові конфлікти мають дедалі руйнівніший вплив на довкілля, зокрема на прибережні та водні екосистеми. Гідроекологічні дослідження набувають особливої актуальності в контексті таких подій, оскільки дозволяють оцінити масштаби руйнувань, прогнозувати довготривалі наслідки та розробляти стратегії відновлення. Ключовими аспектами таких досліджень є оцінка масштабів забруднення. До них відноситься: хімічне забруднення (аналіз складу та концентрації шкідливих речовин у воді (нафта, важкі метали, пестициди, вибухові речовини), радіаційне забруднення (изначення рівнів радіації та її впливу на водні організми) та біологічне забруднення (дослідження змін у біорізноманітті та поширенні патогенних мікроорганізмів).

Пріоритетним напрямком досліджень в галузі мікробіології є вивчення біохімічної активності бактерій, що населяють різні екосистеми. В цьому контексті дослідження протеолітичної активності бактерій, ізольованих з прибережної зони та Чорного моря, має значну наукову та практичну цінність. Враховуючи те, що протеолітичні ферменти відіграють важливу роль у багатьох важливих процесах, таких як: перетравлення їжі, розкладання органічних речовин: та регуляції біологічних процесів: Чорне море - це унікальна екосистема з різноманітним мікробним співтовариством. Тому дослідження протеолітичної активності бактерій прибережної зони та Чорного моря може допомогти зрозуміти екологічні функції бактерій, (як ці бактерії розщеплюють органічні речовини та беруть участь у кругообігу поживних речовин в екосистемі Чорного моря),, відкрити нові ферменти (Чорне море може бути джерелом нових ферментів з унікальними властивостями), розробити нові біотехнологічні продукти (протеолітичні ферменти можуть бути використані для розробки нових біотехнологічних продуктів, таких як ферментні препарати для харчової промисловості, фармацевтичної промисловості та косметичної промисловості)..

Раніше нами було показано здатність ряду штамів *Bacillus* sp., виділених із донних відкладень Чорного моря: 051, 054, 052 (глибина 2080 м) та 247 (глибина 1888 м), проявляти еластазну активність. Оскільки бактеріальна популяція глибоководних донних відкладень та прибережної зони Чорного моря мало вивчена, метою даної роботи був пошук ефективних продуцентів протеаз серед мікробіоти води Чорного моря та осадів, отриманих з різних його глибин, а також з прибережної зони.

Об’єктами дослідження були 98 культур, виділених із донних відкладень із 4 точок на глибині 888–2080 м у Чорному морі та прибережної зони. Культури вирощували в умовах глибокого культивування при 28 °С, зі швидкістю перемішування живильного середовища 230 об/хв протягом 4 діб. Використовували методи визначення протеолітичної (еластолітичної, фібринолітичної, фібриногенолітичної та колагеназної) активності у супернатанті культуральної рідини. Дослідження здатності супернатантів досліджуваних культур гідролізувати різні протеолітичні субстрати показало, що перспективними для подальших

досліджень можуть бути культури 248 і 249, виділені в однакових умовах (1499 м, 15-20 см), але представників різних видів, зокрема *Bacillus subtilis* і *B. licheniformis* відповідно. Супернатанти їх культуральних рідин виявили найбільшу активність щодо фібрину (20,5 од/мл і 19,0 од/мл) і фібриногену (21,66 од/мл і 20 од/мл) (відповідно), тоді як культури *B. licheniformis* 249 (1499 мкм, 15-20 см), *Priestia megaterium* 55 (1537 м, 0-5 см) і *B. subtilis* 1 (1499 м, 5-10 см), виділені в різних умовах, виявляють високу активність щодо еластину (33,3 од/мл, 31,2 од/мл і 29 од/мл відповідно). *B. subtilis* 1 здатний гідролізувати всі досліджені протеолітичні субстрати: еластин, фібрин, фібриноген і колаген, але рівень усіх активностей був нижчим, ніж у вищезазначених штамів. Що стосується штамів, які виділені х прибережної зони, то вивчення спектру їх протеолітичної активності показало, що L9, L1, L2 і L4 демонструють більш високі рівні порівняно з іншими протестованими штамами. Найвищу еластазну активність показали *Bacillus* sp. L9 та L2 (35,80 та 33,80 од/мл відповідно), L1, L2 та L4 − фібриногенолітичну (12,50, 11,20 та 10,33 од/мл відповідно), L1 та L4 − фібринолітичну (13,00 та 10,90 од/мл відповідно) активності.

Показано, що серед штамів, які виділені з прибережної зони *Bacillus* sp. L9, L1, L2 характеризувалися високим рівнем еластазної активності (35,80 28,0 та 33,80 од/мл відповідно). Максимальний синтез еластази відбувається на другий день культивування продуцента при 28°С, та за обертання шейкера 230 об/хв. Максимальний гідроліз еластину *Bacillus* sp. L1 і L2 відбувається за температури 40°С, але при різних оптимумах pH. Так, для ензимного препарату *Bacillus* sp. оптимальним є pH 8, а для L2 – pH 10. Максимальний гідроліз еластину комплексним ферментним препаратом *Bacillus* sp. L9 відбувається при pH 9 і температурі 50°С. Визначення молекулярної маси отриманого очищеного ензимного препарату показало, що його маса складає 35 кДа. Встановлено, що пептидаза з еластолітичною і фібринолітичною активністю *Bacillus* sp. L9 є металопротеазою. Визначено темпертурний і pH-оптимум гідролізу нативних еластину і фібрину субстратів. Показано високу стабільність очищеного препарату.

Таким чином, за своїми каталітичними властивостями ряд представників *Bacillus* sp., виділених із сухої трави прибережної зони та представники бактерій: *Bacillus licheniformis* 249, *Priestia megaterium* 55 та *Bacillus subtilis* 1, виділених із глибоководних донних відкладень Чорного моря, за своїми каталітичними властивостями можуть бути перспективними для подальших досліджень як продуценти ферментів з еластолітичною, фібринолітичною та фібриногенолітичною активністю. Подальше дослідження протеолітичної активності бактерій, ізольованих з прибережної зони та Чорного моря, має значний потенціал для розширення знань про мікробне співтовариство Чорного моря та його екологічні функції. Все це може призвести до відкриття нових ферментів з унікальними властивостями та розробки нових біотехнологічних продуктів.

Показано вищу термо- і pH-стабільність протеаз прибережної зони порівняно з морськими ензимами.. Це пов’язано в першу чергу з екстремальними умовами прибережної зони. Прибережна зона - це ділянка постійних змін: припливи та відпливи, зміна солоності, вплив сонячної радіації, різкі коливання температури. Мікроорганізми, що мешкають тут, виробляють ферменти, які мають бути пристосовані до таких стресових умов. По друге, це різноманітність мікроорганізмів. У прибережній зоні існує величезна різноманітність мікроорганізмів, кожен з яких виробляє свої унікальні ферменти. Це створює широкий спектр адаптацій до різних екологічних ніш. Тому протеази з прибережної зони можуть бути більш

термостабільними, оскільки вони звикли до широкого діапазону температур, стійкими до значних коливань солоності та pH. Оскільки кислотність води в прибережній зоні може змінюватися в широких межах, що вимагає відповідної адаптації. Крім того у морській воді можуть бути присутні різноманітні інгібітори ферментів, тому протеази прибережних організмів можуть бути більш стійкими до їхньої дії.

Отже, на даний момент немає однозначної відповіді на питання про загальну більшу стабільність протеаз прибережної зони порівняно з морськими ензимами. Проте проведені дослідження свідчать про більшу стабільність ферментів прибережних організмів. Але на даний час все ще є обмеженість даних стосовно даного питання, оскільки дослідження ферментів морських організмів все ще тривають, і база даних про їх властивості постійно поповнюється. На жаль, у зв'язку з військовими діями дещо загальмувалися дослідження мікроорганізмів, які виділені з прибережної зони та Чорного моря. Тому питання про стабільність протеаз прибережної зони залишається відкритим і вимагає подальших досліджень. Однак, можна з упевненістю сказати, що ферменти морських організмів, особливо тих, що мешкають у екстремальних умовах, є цінним джерелом для біотехнології. Вони проявляють унікальні властивості та в подальшому можуть знайти застосування в різних галузях, таких як харчова промисловість, фармацевтика, біоенергетика та екологічний моніторинг.

УДК 951.524.11 (262.5)
О.Ю. ВАРІГІН
Інститут морської біології НАН України,
Пушкінська, 37, Одеса, 65011, Україна

ТЕНДЕНЦІЯ ЗМЕНШЕННЯ ВИДОВОГО БАГАТСТВА ЗООБЕНТОСУ ЛИМАНІВ ПІВНІЧНОГО ПРИЧОРНОМОР'Я

Відомо, що видова структура будь-якого угруповання, наприклад, зообентосу характеризується його видовим багатством (кількістю видів) та вирівняністю (співвідношенням рясності різних видів). Якщо конкретне угруповання достатньо досліджено, а його види визначені і підраховані, то видове багатство може стати надзвичайно важливою мірою різноманітності (Мэгарран, 1992). Дослідження стану макрозообентосу найбільших лиманів північного Причорномор'я було проведено в період з 2021 по 2024 рік. При цьому проводилося порівняння з даними інших дослідників, які вивчали зообентос цих лиманів у період з 1970 по 1980 роки. В результаті проведених досліджень визначено тенденцію до зниження останнім часом видового багатства макрозообентосу вивчених лиманів порівняно з показниками, отриманими у другій половині XX століття.

Протягом чотирьох років (2021–2024) проби макрозообентосу в Тилигульському лимані відбирали двічі на рік (навесні та восени) на 17 станціях, які були розташовані рівномірно вздовж усієї водойми. Цей лиман найменше піддається антропогенному впливу і тому вважається порівняно екологічно чистою водоймою. В результаті обробки проб у складі угруповання макрозообентосу лиману було виявлено 20 видів безхребетних, ключовими з яких були двостулкові молюски. Осінні збори показали значне скорочення кількісних показників донних безхребетних у порівнянні з

весняними. Таким чином, в даний час видове багатство макрозообентсу Тилігульського лиману скоротилося втричі в порівнянні з другою половиною XX століття, коли в цьому лимані мешкали 60 видів донних безхребетних (Мороз, 1993).

У цей же період часу проводилося вивчення макрозообентосу Хаджибейського лиману, який протягом багатьох років піддавався значному антропогенного впливу у вигляді скидання недостатньо очищених господарсько-побутових вод. Проби макрозообентосу відбирали двічі на рік (навесні та восени) на 10 станціях, які були розташовані вздовж усього лиману. В результаті у складі макрозообентосу лиману було виявлено 5 видів безхребетних, ключовими з яких були хірономіди. Таким чином, останнім часом видове багатство угруповання макрозообентосу Хаджибейського лиману скоротилося більш ніж у 7 разів у порівнянні з 1970–1980 рр., коли в цьому лимані мешкали 36 видів донних безхребетних (Старушенко, Бушуев, 2001).

Проведений аналіз показав, що за цей період значно зменшилась не лише кількість видів, а й видова різноманітність, а також вирівняність угруповання макрозообентосу Хаджибейського лиману. Так, наприклад, інформаційний індекс Шеннона, який дає уявлення про структурну організацію угруповання, рівень його складності та різноманітності, навесні 2022 року становив 0,17 біт·екз$^{-1}$. А показник вирівняності Пієлу, який є часткою від ділення індексу Шеннона на логарифм видового багатства, дорівнював 0,11. Такі низькі показники видового різноманіття та вирівняності обумовлені переважним домінуванням в угрупованні одного виду, а саме: хірономіди *Chironomus plumosus*, чисельність якої сягала близько 99 % від загальної чисельності зообентосу.

Вивчення стану макрозообентосу групи Тузлівських лиманів, серед яких найбільшими були Бурнас, Алібей та Шагани, проводилося влітку 2018 року. Ці лимани являють собою єдине водоймище з огляду на те, що вони з'єднані між собою досить широкими протоками. Проби донних безхребетних були відібрані на 10 станціях, які були розташовані у різних районах лиманів. В результаті у складі угруповання макрозообентосу цих лиманів було виявлено 21 вид донних безхребетних, ключовими з яких були поліхети. Таким чином, видове багатство макрозообентосу Тузловських лиманів скоротилося в півтора рази в порівнянні з 2000 роком, коли в цих водоймах мешкали 32 види донних безхребетних (Синегуб, 2002).

Усі досліджені лимани мають різний характер зв'язку з Чорним морем. Тилігульський лиман відокремлений від моря пересипом шириною 3,5 км. Через цей пересип проходить канал, який з'єднує лиман з морем. Хаджибейський лиман являє собою замкнуту водойму, яка відокремлена від моря пересипом шириною 4,5 км. Тузлівські лимани відокремлені від моря піщаною косою завдовжки близько 25 км. Ширина коси коливається від 50 до 400 м. Водообмін цих водойм з морем відбувається через штучний канал, розташований в косі на лимані Бурнас, а також через промоїни, які утворюються в піщаній косі природним шляхом. У період досліджень солоність Тилігульського лиману становила 25,7–27,7 ‰, Хаджибейського – 4,9–6,8 ‰, а Тузлівських лиманів – 24,8–32,6 ‰.

Серед факторів, які вплинули на процес скорочення видового багатства макрозообентосу вивчених лиманів, можна виділити три основні. Це зміни клімату, антропогенне навантаження та вплив явищ замору, які регулярно відбуваються влітку у придонному шарі води всіх цих лиманів. Внаслідок кліматичних змін у літній час відбувається значне підвищення температури повітря. Це призводить до прогріву верхніх шарів води лиманів та створює передумови виникнення стратифікації водних мас. Підвищена сонячна активність у літній період сприяє бурхливому розвитку

одноклітинних планктонних водоростей. Розкладання надлишкової органіки призводить до дефіциту кисню у придонному шарі води. Ці фактори сприяють розвитку явищ замору, що призводять до загибелі деяких представників макрозообентосу лиманів.

Фактор антропогенного впливу найбільше проявляється в акваторії замкнутої водойми, якою є Хаджибейський лиман. До цього лиману протягом багатьох років надходять недостатньо очищені комунально-побутові стоки міста Одеси. Річний обсяг цих стоків іноді становить близько чверті всього обсягу лиману (Богатова та ін., 2017). Таке значне надходження стоків призводить до забруднення та опріснення вод лиману. В результаті відбувається поступове зникнення значної частини видів макрозообентосу. В цих умовах виживають лише еврибіонтні організми, здатні витримувати значне забруднення та зниження солоності води.

Так проявляється виявлена тенденція зменшення видового багатства зообентосу лиманів північного Причорномор'я. При цьому найінтенсивніше це відбувається в замкнутих водоймах, які не мають безпосереднього зв'язку з морем.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Богатова, Ю.И., Секундяк, Л.Ю., Кирсанова, Е.В. (2017). Качество водной среды Хаджибейского лимана летом 2016 года. Вісник Одеського державного екологічного університету, 21, 78–85.

Мороз, Т.Г. (1993). Макрозообентос лиманов и низовьев рек северо-западного Причерноморья. Киев: Наукова думка, 188 с.

Мэгарран, Э. (1992). Экологическое разнообразие и его измерение. М.: Мир, 181 с.

Синегуб, И.А. (2002). Макрозообентос прибрежного экотона лимана Алибей (Северное Причерноморье). Экология моря, 62, 30–33.

Старушенко, Л.И., Бушуев, С.Г. (2001). Причерноморские лиманы Одесщины и их рыбохозяйственное использование. Одесса: Астропринт, 152 с.

УДК 574.583 (28) + 581.526.325

Т.Ф. ШЕВЧЕНКО, П.Д. КЛОЧЕНКО, Г.В. ХАРЧЕНКО, З.Н. ГОРБУНОВА
Інститут гідробіології НАН України,
проспект Володимира Івасюка, 12, Київ 04210, Україна

СЕЗОННА ДИНАМІКА ФІТОЕПІФІТОНУ У ВОДОЙМАХ ДЕРЖАВНОГО ДЕНДРОЛОГІЧНОГО ПАРКУ «ОЛЕКСАНДРІЯ» (УКРАЇНА)

Антропогенний вплив на водні екосистеми, як правило, супроводжується негативними наслідками. Тому об’єктивна і своєчасна оцінка перебудов у біоценозах конкретних водойм за дії антропогенних чинників є вкрай необхідною при напрацюванні дієвих заходів, спрямованих на охорону і збереження належного стану гідроекосистем. Видовий склад і структура водоростей епіфітону, а також сезонні коливання їх чисельності і біомаси, можуть слугувати при цьому показовими характеристиками змін у водних екосистемах за умов посиленого антропогенного навантаження. Виходячи із зазначеного, метою роботи був порівняльний аналіз сезонної динаміки розвитку фітоепіфітону у водоймах з різним ступенем антропогенного забруднення.

Дослідження проводили на території Державного дендрологічного парку «Олександрія» (м. Біла Церква, Україна), що включає три каскади декоративних ставків,

які живляться за рахунок джерел. Були обстежені ставки Русалка (49º48´39N, 30º03´25E) та Поповича (49°48'32N, 30°04'02E).

Проби фітоепіфітону та води для визначення її хімічного складу відбирали одночасно у двох повторностях у травні, липні та жовтні 2023 р. Зразки епіфітону відбирали з очерету звичайного (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.), використовуючи загальноприйняті у практиці гідробіологічних досліджень методи (Арсан та ін., 2006). Чисельність та біомасу водоростей епіфітону розраховували на 1 г повітряно-сухої маси рослини-субстрату і виражали відповідно у млн. кл/г і в мг/г. До числа домінантів відносили види, внесок яких у загальну чисельність або біомасу фітоепіфітону у пробі становив ≥ 10%. Видовий склад водоростей порівнювали з використанням коефіцієнта флористичної подібності (КФП) Серенсена.

Концентрацію неорганічних сполук азоту і фосфору визначали колориметричним методом, хлоридів – методом Мора, сульфатів – об'ємним методом, а розчинених органічних речовин – за перманганатною та біхроматною окиснюваністю (відповідно ПО і БО) (Руководство …, 1977).

Проведені гідрохімічні дослідження показали, що досліджувані водойми значно відрізнялись за вмістом неорганічних та органічних речовин. Ставок Русалка, який розташований у Західній балці, характеризувався високою концентрацією неорганічних сполук азоту, хлоридів, сульфатів, а також органічних речовин порівняно зі ставком Поповича (Середня балка). Так, наприклад, якщо середня концентрація амонійного азоту у ставку Русалка протягом періоду досліджень становила 63,3 мг N/дм^3, то у ставку Поповича – тільки 0,25 мг N/дм^3, нітратів, відповідно, 25,6 мг N/дм^3 і 1,75 мг N/дм^3, нітритів – 1,395 мг N/дм^3 і 0,041 мг N/дм^3, хлоридів – 533,9 мг/дм^3 і 42,9 мг/дм^3, сульфатів – 280,0 мг/дм^3 і 50,6 мг/дм^3, органічних речовин (за величиною БО) – 89,6 мг O/дм^3 і 18,9 мг O/дм^3. Щодо неорганічного фосфору, то різниця в його концентрації між досліджуваними водоймами була несуттєвою – 0,040 мг/дм^3 і 0,058 мг/дм^3, відповідно для ставків Русалка і Поповича.

Встановлено, що фітоепіфітон у ставках із різним ступенем забруднення відрізнявся за видовим багатством. У забрудненому ставку Русалка знайдено значно меншу кількість видів (21), ніж у відносно чистому ставку Поповича (35). Порівнювані водойми відрізнялись і за таксономічною структурою фітоепіфітону. Так, у забрудненому ставку виявлено водорості з трьох відділів – Bacillariophyta (частка у загальній кількості видів становила 35–50%), Chlorophyta (35–50%) та Euglenophyta (15–18%), тоді як у відносно чистому ставку – лише з двох відділів, а саме: Bacillariophyta (78%) та Chlorophyta (22%).

Меншу кількість видів, в першу чергу діатомових водоростей, у забрудненому ставку можна пояснити тим, що Bacillariophyta є найбільш чутливими до комплексної дії різних полютантів (Van Dam et al., 1994). Видове багатство, чисельність та біомаса зелених водоростей у ставку Русалка також були нижчими. Присутність евгленофітових водоростей у забрудненому ставку протягом всього вегетаційного сезону пояснюється тим, що вони здатні асимілювати достатньо велику кількість біогенних речовин і, в першу чергу амонійного азоту, в процесі їхнього метаболізму (Ветрова, 2004; Незбрицкая и др., 2018). Крім того представники Euglenophyta часто зустрічаються у водоймах із високою концентрацією алохтонних органічних речовин та витримують підвищену солоність води. Досліджувані водойми відрізнялись і за видовим складом фітоепіфітону (КФП = 30%).

Основу видового багатства діатомових водоростей становили представники класу Bacillariophyceae, порядків Cymbellales, Naviculales та Bacillariales, родин

Gomphonemataceae, Naviculaceae та Bacillariaceae, а також родів *Gomphonema* (C. Agardh) Ehrenb. *Navicula* Bory, *Tryblionella* W. Sm. та *Nitzschia* Hassal.

Серед зелених водоростей переважали представники класу Chlorophyceae, порядку Sphaeropleales, родини Scenedesmaceae та родів *Acutodesmus* (E. Hegew.) P. Tsarenko, *Desmodesmus* (Chodat) An et al. і *Scenedesmus* Meyen.

Евгленофітові водорості представлені класом Euglenophyceae, порядком Euglenales та родиною Euglenaceae, серед яких переважали роди *Euglena* Ehrenb., *Phacus* Dujard. і *Trachelomonas* Ehrenb.

У різні сезони року видовий склад водоростей епіфітону у забрудненому ставку Русалка майже не змінювався, що підтверджується високими значеннями КФП (в середньому 82%). В той же час видовий склад фітоепіфітону у відносно чистому ставку Поповича зазнавав значних сезонних змін, про що свідчать досить низькі значення КФП (в середньому 53%).

Розподіл кількості видів водоростей епіфітону протягом вегетаційного сезону у забрудненому ставку був досить рівномірним (18–20 видів). Зовсім інший характер розподілу видів спостерігали у відносно чистому ставку, де їхню найбільшу кількість зареєстровано навесні (30), значно меншу влітку (18) і знову досить високу восени (25). У забрудненому ставку Русалка весною та восени переважали Bacillariophyta (відповідно 47 та 42%), а влітку – Chlorophyta (50%). У відносно чистому ставку Поповича навесні та восени фітоепіфітон був представлений виключно діатомовими водоростями, а влітку – діатомовими (78%) та зеленими водоростями (22%).

Кількісні показники розвитку фітоепіфітону у водоймах із різним ступенем забруднення відрізнялись. У забрудненому ставку Русалка вони були вищими, ніж у відносно чистій водоймі.

Розподіл чисельності та біомаси фітоепіфітону протягом вегетаційного сезону у забрудненому ставку був досить рівномірним. Вищі показники спостерігали влітку (відповідно 3,192 млн. кл/г та 2,05 мг/г), а нижчі – навесні (2,930 млн. кл/г та 1,85 мг/г) та восени (2,870 млн. кл/г та 1,67 мг/г). Навесні та восени за чисельністю і біомасою переважали діатомові водорості (42–47% загальної чисельності та біомаси), а влітку – зелені (51%). У відносно чистому ставку розподіл кількісних показників фітоепіфітону був дуже нерівномірним. Вищі показники чисельності та біомаси зареєстровано навесні (відповідно 1,572 млн. кл/г та 0,92 мг/г) та восени (1,439 млн. кл/г та 0,71 мг/г), а найнижчі – влітку (0,684 млн. кл/г та 0,38 мг/г). Таке різке зменшення кількісних показників епіфітону в літній період можна пояснити конкуренцію за біогенні речовини з фітопланктоном та вищими водними рослинами в період їхнього найбільш інтенсивного розвитку, а також ефектом затінення. У період досліджень спостерігали інтенсивну вегетацію планктонних водоростей та вільно плаваючих вищих водних рослин з роду *Lemna* L.

Протягом всього вегетаційного сезону у забрудненому ставку до складу домінантів входили *Gomphonema parvulum* Kütz. та *Tryblionella hungarica* (Grunow) Mann, що належать до організмів стійких до впливу полютантів. Їхньому розвитку сприяють високі та дуже високі концентрації біогенних (Kelly et al., 2001) та органічних (Van Dam et al., 1994) речовин. Крім того, *T. hungarica* належить до мезогалобів, що витримують підвищену концентрацію хлоридів, що спостерігали у ставку Русалка. У відносно чистому ставку Поповича навесні та восени домінували *Cocconeis placentula* Ehrenb., *Melosira varians* C. Agardh та *Synedra ulna* (Nitzsch) Ehrenb., а влітку – *C. placentula* та *S. ulna*, тобто види, що зазвичай домінують у фітоепіфітоні водойм України.

Таким чином, у ставках, розташованих у безпосередній близькості один від одного, але із різним ступенем забруднення, фітоепфітон відрізнявся за видовим багатством, таксономічною структурою, видовим складом, кількісними показниками розвитку, домінуючим комплексом та характером сезонної динаміки. У забрудненому ставку Русалка протягом всього вегетаційного сезону епіфітон формували водорості з трьох відділів (Bacillariophyta, Chlorophyta та Euglenophyta). У відносно чистому ставку Поповича навесні та восени фітоепіфітон був представлений виключно діатомовими водоростями, а влітку – діатомовими і у невеликій кількості зеленими водоростями. У забрудненому ставку протягом вегетаційного сезону видове багатство, чисельність та біомаса фітоепіфітону майже не змінювались, або змінювались у дуже вузьких межах. Такий характер сезонної динаміки пояснюється тим, що у забрудненому ставку епіфітон представлений обмеженою кількістю видів стійких до впливу забруднювальних речовин. В той же час у відносно чистому ставку кількість видів, чисельність та біомаса фітоепіфітону коливались у значних межах, зменшуючись влітку і знову зростаючи восени. Такий характер сезонної динаміки, а саме зменшення кількості видів та кількісних показників водоростей влітку пояснюється конкуренцією за біогенні речовини та ефектом затінення внаслідок інтенсивного розвитку фітопланктону та вільно плаваючих вищих водних рослин.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Арсан, О. М., Давидов, О. А., Дьяченко, Т. М., Евтушенко, М. Ю., Жукинський, В. М., Кирпенко, Н. І. та ін. (2006). Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод. За ред. В. Д Романенка. НАНУ: Ін-т гідробіології. К: Логос, 408 с.

Ветрова, З.И. (2004). Флора водорослей континентальных водоемов Украины: эвгленофитовые водоросли. Вып. 2. Киев, Тернополь: Лилея, 272 с.

Незбрицкая, И.Н., Курейшевич, А.В., Яровой, А.А., Потрохов, А.С., Зиньковский, О.Г. (2018). Особенности влияния високих концентрацій аммонийного азота на функционирование некоторых видов Cyanophyta, Chlorophyta и Euglenophyta. Гидробиологический журнал, 54(6), 73–87.

Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши. Под ред. А.Д. Семенова, А.Д. (1977). Л.: Гидрометеоиздат, 542 с.

Kelly, M.G., Adams, C., Graves, A.C., Jamieson, J., Krokowski, J., Lyncett, E.B., Murray-Bligh, J., Pratchard, S., Wilkins, C. (2001). The Trophic Diatom Index: A User's Mannual. Revision edition. Environment Agency Technical Report E2/TR2.

Van Dam, H., Mertens, A., Sinkeldam, J. (1994). A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. Netherlands Journal of Aquatic Ecology, 28(1), 117–133.

УДК 574.52
Ю.В. ХАРИТОНОВА, В.Г. ДЯДИЧКО, О.П. ГАРКУША
Інститут морської біології НАН України,
вулиця Пушкінська, 37, Одеса, 65048, Україна

СУЧАСНИЙ СТАН ФІТО- ТА ЗООПЛАНКТОН ХАДЖИБЕЙСЬКОГО ЛИМАНУ (2016—2023 РР.)

Хаджибейський лиман розташований поблизу м. Одеси в долині річки Малий Куяльник. Наприкінці XIX століття він відокремився від моря піщаним пересипом шириною 4—5 км. Зараз це лиман закритого типу. Площа водної поверхні при середньому рівні води — приблизно 86 км^2. Води лиману мають значну неоднорідність у розподілі розчиненого у воді кисню та біогенних речовин (азоту, фосфору, кремнію), рівень яких визначає продуктивність водойми (Адобовский, 2006).

У сучасний період відомості про фітопланктон Хаджибейського лиману нечисленні, понад 20 років тому у лимані було зареєстровано 39 видів мікроводоростей. Виявлено підвищення кількості видів у напрямку від північної до південної частини водойми (Белєнкова, 2000). Навесні 2019 р. спостерігалось «цвітіння» води ціанопрокаріотою *Planktothrix agardhii* (Gomont) Anagn. et Komárek (Terenko, Hushchyna, 2021).

В 1960-х роках у структурі зоопланктону Хаджибейського лиману було виявлено 31 таксон (Полишук и др., 1990). У 80-х роках минулого століття переважали коловертки (31 %) та веслоногі ракоподібні (28 %) (Адобовский, 2006). В період з 1994 по 1998 роки біомаса зоопланктону у Хаджибейському лимані зменшилася більш, ніж у 8 разів (Шекк та ін., 2021). У 1999—2004 роки гіллястовусі складали не більше 10 % загальної біомаси. У 2006—2009 роках у зоопланктоні лиману переважав морський копеподний комплекс. З 2015 р. спостерігалося поступове зменшення біомаси зоопланктерів (Шекк та ін., 2021).

Таким чином, пелагічні угруповання Хаджибейського лиману мають майже півсторічну історію дослідження, яку продовжує наша робота.

Метою дослідження було встановлення таксономічного складу фіто- та зоопланктону, визначення їхніх кількісних показників (чисельність, біомаса та продукція) на сучасному етапі розвитку екосистеми Хаджибейського лиману.

Матеріали та методи. Проби фіто- та зоопланктону відбирали згідно загальноприйнятих методик (Нестерова, 1988; Александров та Харитонова, 2019). Всього зібрано та опрацьовано 37 проб фітопланктону. Оцінку видового різноманіття за індексом Шеннона проводили з урахуванням чисельності фітопланктону. Встановлювали подібність видового складу фітопланктону за індексом Серенсена. При ідентифікації мікроводоростей використовували визначники (Кондратьєва, 1968; Коваленко, 2009). Назви мікроводоростей наведено згідно зведення Algae of Ukraine (2006) та електронної бази World Register of Marine Specie (WoRMS).

Проби зоопланктону відбирали влітку 2016 р., та в 2021—2023 роках. Всього оброблено 177 проб з 14 станцій. Обробку проб зоопланктону здійснювали за загальноприйнятими методами (Александров та Харитонова, 2019). Визначення якісного складу зоопланктону проводили за визначниками (Мордухай-Болтовский, 1969). Назви видів надані згідно з базою WoRMS.

Результати та їх обговорення. Протягом періоду досліджень у фітопланктоні Хаджибейського лиману зареєстровано 38 видів мікроводоростей, що належать до п’яти

відділів: Cyanoprokaryota, Chlorophyta, Bacillariophyta, Dinophyta і Euglenophyta. Основу видового складу (більше 50 %) формували ціанопрокаріоти та зелені мікроводорості.

Найвищий індекс Шеннона (2,94) був у серпні 2016 р., а найнижчий (0,50) — восени 2021 р. Масовими видами фітопланктону були ціанопрокаріоти *P. agardhii, Jaaginema kisselevii* (Anisimova) Anagn. et Komárek, зелена водорість *Monoraphidium arcuatum* (Korshikov) Hindák і діатомея *Nitzschia closterium* (Ehrenb.) W. Sm.

Максимальна чисельність фітопланктону відмічена у 2021 р. і становила 15,700 млн. кл/дм^3, а мінімальна — 1,331 млн. кл/дм^3 у 2016 р. Однак, спостерігали зворотну тенденцію зміни показника біомаси мікроводоростей з найбільшим значенням у 2016 р. за рахунок зменшення середнього об'єму клітин, тобто переважання дрібноклітинних мікроводоростей.

Протягом усього періоду досліджень в лимані реєстрували «цвітіння» води. Його збудником влітку 2016 р. була ціанопрокаріота *M. aeruginosa*, біомаса якої в середньому складала 76 % загальної біомаси фітопланктону. При «цвітінні» зазначеної водорості її максимальна чисельність становила 244 тис. колоній/дм^3, а біомаса – 98,445 мг/дм^3. Однак, у травні 2019 р. у лимані було зареєстроване «цвітіння» води, викликане *P. agardhii*, максимальна біомаса якої становила 452 мг/дм^3, а чисельність — 360 млн. кл/дм^3 (Garkusha, 2022). У 2021—2023 роках збудником «цвітіння» води теж був *P. agardhii* — 59 % біомаси. Також більше 1 млн. клітин в 1 дм^3 нараховували ціанопрокаріота *J. kisselevii* та зелена водорість *M. arcuatum*. Загалом, інтенсивність «цвітіння» води за рахунок *P. agardhii* в лимані трималась на одному рівні. У 2021—2023 роках *P. agardhii* розвивався на всій акваторії Хаджибейського лиману, досягаючи рівня «цвітіння» (окрім ст. 6, Палійовська затока) у вересні 2021 р. з максимумом 6,0 млн кл/дм^3 та біомасою 14,571 мг/дм^3. Кількісні показники *J. kisselevii* були в 2—3 рази меншими, ніж *P. agardhii*, однак максимальні значення теж відмічені у 2021 р. (травень) та становили відповідно 6,0 млн. кл/дм^3 та 2,037 мг/дм^3. Найвищі кількісні показники розвитку фітопланктону спостерігали в середній частині та верхів'ї лиману, тобто, порівняно з літературними даними (Белєнкова, 2000), тенденція розподілу фітопланктону в сучасний період дещо змінилась.

В 2016—2023 роках у зоопланктоні Хаджибейського лиману зареєстровано 24 таксони (у 2016 р. зареєстровано 18 таксонів, у 2021 – 22 таксони, у 2022 – 19, а у 2023 році – 21). Найбільші значення чисельності та біомаси зоопланктону Хаджибейського лиману відмічені у 2021 р., найменші — у 2023 р. Середньорічні значення біомаси могли відрізнятись в декілька разів, але структура домінування в угрупованні не змінювалась. На даний час спостерігаються більш високі значення біомаси зоопланктону, ніж в період до 2016 року (Адобовский, 2006; Шекк та ін., 2021). В усі роки біомаса зоопланктону в середній та верхній частині лиману були, як правило, більшими, ніж в пониззі.

Кожного року показники продукції змінювались по сезонам: у 2021 р. — найбільші значення були навесні, у 2022 р. — восени, а у 2023 р. — влітку. Річна продукція зоопланктону в 2021 р. становила 196,87 г/м^3, в 2022 р. — 233,97 г/м^3, в 2023 р. — 154,00 г/м^3. Отже, не дивлячись на те, що 2021 р. характеризувався максимальними значеннями чисельності та біомаси зоопланктону, найбільша продукція спостерігалась у 2022 р. Вірогідно, це можна пояснити загибеллю великої кількості організмів у 2021 р. внаслідок заморних явищ.

Висновки. У фітопланктоні Хаджибейського лиману відмічено представників п'ятьох відділів мікроводоростей (Cyanoprokaryota, Chlorophyta, Bacillariophyta, Dinophyta та Euglenophyta). Більше 50 % складали ціанопрокаріоти та зелені

мікроводорості. Протягом усього періоду досліджень в лимані реєстрували «цвітіння» води.

Максимальне значення чисельності фітопланктону відмічене в 2021 р. (15,7 млн. кл/дм^3), а біомаси – у 2016 р. (98,445 мг/дм^3). Найвищі показники розвитку фітопланктону відмічені у середній частині та верхів'ї лиману.

У 2016—2023 роках в зоопланктоні Хаджибейського лиману зареєстровано 24 таксони. Найбагатший таксономічний склад відмічено у 2023 р., але суттєвої міжрічної динаміки таксономічного складу зоопланктону не спостерігалося. Всі зареєстровані організми належать до кормових об'єктів риб. Найбільшою кількістю таксонів представлені Rotifera, Cladocera та Copepoda. За винятком одамбованої частини Палійовської затоки, в лимані переважають прісноводні та олігогалинні зоопланктери.

Найбільші значення чисельності та біомаси зоопланктону Хаджибейського лиману відмічені в 2021 р. (3141,54 тис. екз/м^3 та 48,97 г/м^3 відповідно), а найменші — в 2023 р. (479,01 тис. екз/м^3 та 11,11 г/м^3 відповідно). Середньорічні значення біомаси могли відрізнятись у декілька разів, але структура домінуючого комплексу в угрупованні не змінювалась. На сучасному етапі спостерігаються більш високі (приблизно у 4 рази) значення біомаси зоопланктону, ніж у період до 2016 р. В усі роки біомаса зоопланктону в середній та верхній частині лиману були більшими, ніж у пониззі.

Найбільшу продукцію зоопланктону спостерігали влітку 2023 р. (135,03 г/м^3) та восени 2022 р. (126,74 г/м^3). Найменшу — весною та осінню 2023 р. (відповідно 7,9 г/м^3 та 11,04 г/м^3).

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Адобовский, В.В. и др. (2006). Хаджибейский лиман. Северо-западная часть Черного моря: биология и экология. За ред. Ю.П. Зайцева, Б.Г. Александрова, Г.Г. Миничевой. Киев: Наукова думка, 358—371.

Александров, Б.Г., Харитонова, Ю.В. (2019). Керівництво з моніторингу зоопланктону морських вод України та визначення їх екологічного стану за стандартами Директиви ЄС про Морську стратегію. Проєкт нормативного документу, переданий до розгляду у Міністерство екології України 29. 07. 2019. Одеса, с. 33.

Белєнкова, Н.І. (2000). Фітопланктон Одеської затоки та Хаджибейського лиману. Вісник Одеського державного університету, 5(1), 117—121.

Електронна база WoRMS (World Register of Marine Species). URL: www.http//marinespecies.org

Коваленко, О.В. (2009). Флора водоростей України. Том І. Синьозелені водорості. Вип. 1. Порядок хроококальні. Київ, 397 с.

Кондрат'єва, Н.В. (1968). Визначник прісноводних водоростей Української РСР. Синьозелені водорості – Cyanophyta; Ч.2. Клас гормогонієві – Hormogoniophyceae. Київ: Наук. думка, 523 с.

Мордухай-Болтовский, Ф.Д. (1969). Определитель фауны Черного и Азовского морей: Свободноживущие беспозвоночные. Т. 2. Ракообразные. Севастополь, 535 с.

Нестерова, Д.А. (1988). Методические рекомендации для отбора проб и обработки морского фитопланктона. Одесса: ОВІВSS НАНУ, 18 с.

Полишук, В.С., Замбриборщ, Ф.С., Тимченко В.М. и др. (1990). Лиманы Северного Причерноморья. За ред. О.Г. Миронова. Киев: Наукова думка, 204 с.

Шекк, П.В., Безик К. І., Матвієнко, Т.І. (2021). Зоопланктон Хаджибейського лиману як основна складова в забезпеченні кормом личинок та молоді риб. Сучасні

проблеми теоретичної і практичної іхтіології. Матеріали XIV Міжнародна іхтіологічна науково-практична конференція. Харків, 2021 (23—25 вересня), С. 218—222.

Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography. Vol. 1. Cyanoprokaryota, Euglenophyta, Chrysophyta, Xanthophyta, Raphidophyta, Phaeophyta, Dinophyta, Cryptophyta, Glaucocystophyta and Rhodophyta (2006). Ed. by P. Tsarenko, S. Wasser, E. Nevo. Rugell: Gantner Verlag, 713 p.

Garkusha, O.P. (2022). Features of the phytoplankton in the Khadjibei Estuary (northern coast of the Black Sea) in the modern period (2016—2021). Book of abstract. 55th European Marine Biology Symp. Gdańsk, Poland, 2022 (19—23 Sept.), 83 p.

Terenko G.V., Hushchyna K.G. (2021). *Planktothrix agardhii* (Cyanoprokaryota) toxic blooms in Khadzhibey Estuary (Ukraine). Book of abstracts. Intern. sci. conf. «Marine ecosystems: research and innovations», Odessa, 2021 (27—29 Oct.), 80 p.

УДК 5745(282.247.32)

Є.В. СТАРОСИЛА, О.А. ДАВИДОВ, Т.С. РИБКА, Д.П. ЛАРІОНОВА
Інститут гідробіології НАН України,
пр. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна

КІЛЬКІСНІ ПОКАЗНИКИ СКЛАДОВИХ МЕТАУГРУПОВАННЯ РУСЛОВОЇ ДІЛЯНКИ КАНІВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА (УКРАЇНА).

У річковій частині Канівського водосховища в межах Києва сформований специфічний гідрологічний режим, спричинений нерівномірними внутрішньодобовими попусками Київської ГЕС. Гідрохімічний режим його верхньої ділянки обумовлюється стоком Київського водосховища, р. Десни, точковим та дифузним забрудненням, а також рекреаційним навантаженням (Романенко та ін., 2019). У свою чергу, особливості екологічних умов існування (гідрологічні та морфометричні характеристики водного об’єкту, тип донних ґрунтів, наявність вищої водної рослинності) також суттєво впливають на кількісні показники розвитку складових метаугруповання гідробіонтів.

Оскільки локальні угруповання гідробіонтів залежні не тільки від біотичних взаємодій, але й абіотичних умов середовища існування, динаміка розповсюдження або розселення видів і зміни метаугруповань у часі залишається мало вивченою.

Наведено результати досліджень, проведених влітку 2023 р. на верхній ділянці Канівського водосховища, що розташована в межах міста Києва. Матеріалом слугували проби води**,** відібрані з поверхневих шарів та донних відкладів на русловій ділянці в районі парку «Наталка» (50°30'00.8" пн.ш. 30°31'27.5" сх.д.). Температура води у період досліджень коливалася в межах 19,4–23,7 ^{0}С, вміст органічної речовини за перманганатною окиснюваністю — 17,54–20,13 мг О/дм^3 (Старосила та ін., 2024).

Для вивчення структурних параметрів угруповання бактерій води готували препарати на чорних полікарбонатних мембранних фільтрах, забарвлюючи флуорохромами 4,6-диамидино-2-фенилиндолом (DAPI) і 3,8-діаміно-5-[3-(діетилметиламоніо) пропіл]-6-фенілфенантридиній дийодид (PI) (Methods…, 2001). Кількість бактерій, які надають перевагу багатим на органічну речовину поживним середовищам (евтрофні бактерії), встановлювали після посіву, культивування та підрахунку колоній на м'ясо-пептонному агарі; бактерій, які вимагають низького вмісту легкодоступної органічної речовини (оліготрофні бактерії) — на голодному агарі, що містив 25 мг/м^3 живильного агару Діфко (Методи…, 2006).

Проби мікрофітобентосу відбирали мікробентометром МБ–ТЕ у трьох повторностях на мілководних ділянках, вільних від заростей вищих водних рослин. Відбір та камеральна обробка проб проводилась за загальноприйнятими методами (Методи…, 2006). Для визначення діатомових водоростей виготовляли препарати, використовуючи синтетичну діатомову смолу Naphrax фірми «Brunel Microscopes LTD» (Велика Британія) з індексом заломлення світла 1,74. У мікрофітобентосі автохтонні компоненти виділені з урахуванням характеристик приуроченості водоростей до певних біотопів (Oksiyuk et al., 2009).

Проби зоопланктону відбирали у прибережній зоні, як незаростілій, так і зарослій вищою водною рослинністю різних екологічних типів (повітряно-водною, зануреною, з плаваючим листям) та опрацьовували згідно з загальноприйнятими гідробіологічними методиками (Методи…, 2006).

Величини чисельності бактерій у воді характеризувалися локальними відмінностями. Кількість евтрофних бактерій змінювалася від 0,17 до 1,98 млн. кл/см^3, а оліготрофних бактерій — 35,5 до 680,0 тис. кл/см^3. На величини чисельності представників як евтрофних, так і оліготрофних бактерій, вплинули спекотний посушливий період з високими температурами повітря і води та гідрологічний режим водотоку, обумовлений непрогнозованим водообміном.

Чисельність бактеріопланктону була подібною і змінювалася у межах 4,8–5,0 млн. кл/см^3. У природних умовах бактеріопланктон складається із співвідношення клітин у різному стані (активно/повільно/не розмножуються, мертві, сплячі бактерії тощо), який залежить від умов існування бактеріоценозу. Використаний нами метод дозволив *in situ* визначити клітини з неушкодженою цитоплазматичною мембраною (тобто живі). Чисельність живих бактерій у воді руслової ділянки складала 0,6–2,6 млн. кл/см^3, що становило від 12,5 до 52,0 % чисельності бактеріопланктону. Отримані власні, як і численні літературні дані, свідчать про різний вміст живих клітин, які можуть різнитися на порядок у популяції бактеріопланктону через умови оточуючого середовища (Berman et al., 2001; Starosila et al., 2010; Starosyla et al., 2023).

Внаслідок істотного переважання у бактеріопланктоні евтрофних бактерій, співвідношення ЕБ/ОБ було у межах від 2,9 до 4,8 (в середньому 3,8), що свідчить про наявність у воді значної кількості легкоокиснюваної органічної речовини та процеси евтрофування водного об’єкту, який знаходиться в межах великого міста.

За результатами досліджень мікрофітобентосу встановлено, що влітку його кількісні показники коливались у межах: чисельність 4867–7215 тис. кл/10 см^2, біомаса 1,48–2,15 мг/10 см^2. Основна роль у формуванні чисельності та біомаси мікрофітобентосу належала представникам відділів Bacillariophyta та Cyanobacteria. Провідний комплекс мікрофітобентосу був сформований бентонтами та планктонтами. Серед бентонтів високими показниками розвитку характеризувалися представники Bacillariophyta, зокрема, родів Staurosira та Melosira. Серед планктонтів до складу домінуючого комплексу входили представники Cyanobacteria: переважно види з родів Dolichospermum (Anabaena) та Microcystis, які інтенсивно вегетували у товщі води та частково осідали на дно. В цілому, встановлено, що склад структуроутворюючих елементів мікрофітобентосу формували бентосні форми.

Дослідження видового складу і структурно-функціональних характеристик зоопланктону дозволив встановити якісні та кількісні характеристики структури угруповання. Зокрема, видовий склад зоопланктону нараховував 11 видів, серед яких 2 види коловерток (Rotatoria), 6 видів — гіллястовусі ракоподібні (Cladocera) і 3 види — веслоногі ракоподібні (Copepoda), личинкові стадії копепод, Harpacticoida spp., а також

личинки двостулкових молюсків. Показники чисельності та біомаси коливались у діапазоні від 1 до 22 тис. екз/м³ та 0,009–0,071 г/м³, відповідно. Тобто спостерігалося домінування представників ротаторного комплексу дрібних розмірів та з коротким життєвим циклом. За показниками чисельності (85%) та біомаси (98%) домінувала коловертка *Euchlanis dilatata*. Заслуговує на увагу той факт, що в дослідженому локалітеті взагалі були відсутні веслоногі ракоподібні сімейства Calanoida, які дуже чутливі до забруднення.

В результаті дослідженнь встановлено кількісні показники розвитку у літній період складових метаугруповання верхньої ділянки Канівського водосховища, таких як бактеріопланктон, мікрофітобентос та зоопланктон. Показано, що на структурно-функціональні характеристики складових планктонного метаугруповання бактерій значний вплив має збагачення води органічними речовинами та нестабільний гідрологічний режим. На кількісні показники та структуру мікрофітобентосу — інтенсивність розвитку у товщі води планктонних форм водоростей, що періодично осідають на дно. На рясність зоопланктону — домінування представників ротаторного комплексу. Отримані результати є основою для подальших системних досліджень метаугруповання з огляду на зміни, які відбуваються у характеристиках їх складових як у сезонному аспекті, так і з урахуванням флуктуацій у часі та просторі.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод; за ред. В.Д. Романенка. К.: ЛОГОС, 2006. 408 с.

Романенко В.Д., Якушин В.М., Щербак В.І. та ін. Біорізноманіття та біоресурсний потенціал екосистем дніпровських водосховищ в умовах кліматичних змін і розвитку біологічної інвазії. К.: Наукова думка, 2019. 255 с.

Старосила Є.В., Рибка Т.С., Воліков Ю.М., Ларіонова Д.П., Лінчук М.І. (2024). Вплив аномального режиму роботи Київської ГЕС та непрогнозованого водообміну на окремі елементи біоти різних локалітетів метаугруповань. Матеріали VIII Міжнар. наук.-практична конф. «Тернопільські біологічні читання — Ternopil bioscience — 2024». Тернопіль, 2024 (18-19 квітня), 388–391.

Berman T., Kaplan B., Chava S. et al. (2001). Metabolically active bacteria in Lake Kinneret. Aquatic Microbiol. Ecol., **23,** 213–224.

Methods in microbiology; ed. by in J.H. Paul. USA: Academic Press, 2001. Vol. 30. 657 p.

Oksiyuk O.P., Davydov O.A., Karpeso Yu.I. (2009). Ecological and morphological structure of microphytobenthos. Hydrobiological Journal, 45 (2), 13-23.

Starosila Ye.V. (2010) Structure and functioning of bacterioplankton and bacteriobenthos in the water bodies with high content of inorganic nitrogen. Hydrobiological Journal, 46 (6), 26−36.

Starosyla Ye.V., Yuryshynets V.I. (2023). Bacterioplankton and bacteriobenthos as ecological indicators of the reservoirs' ecology-sanitary state and the safety of water use. Hydrobiological Journal, 59 (6), 58–70.

УДК 595.3:(621.311.25)
А.А. СИЛАЄВА
Інститут гідробіології НАН України
проспект Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна

ЗНАХІДКИ ДЕЯКИХ РАКОПОДІБНИХ КЛАСІВ OSTRACODA І MALACOSTRACA У КОНТУРНІЙ ПІДСИСТЕМІ ТЕХНОЕКОСИСТЕМИ АЕС

Однією з важливих груп у контурних угрупованнях техноекосистем енергетичних станцій України є ракоподібні різних таксономічних груп, зокрема понто-каспійські вселенці. У окремі періоди вони реєструвалися практично у всіх водоймах-охолоджувачах (ВО) ТЕС і АЕС (Протасов, Силаева, 2012). Техноекосистеми, завдяки своєму специфічному гідробіологічному режиму, є осередками постійного інвазивного процесу, що може призводити до негативних наслідків для екосистеми.

Для аналізу використано результати багаторічних досліджень безхребетних контурної підсистеми ВО Хмельницької АЕС (ХАЕС). Відбір та обробку проб проводили загальновживаними методами по акваторії ВО та у підвідному (ПК) і відвідному каналах (ВК) АЕС упродовж 1998–2023 рр.

Водойма-охолоджувач ХАЕС являє собою штучний водний об'єкт, утворений шляхом зарегулювання малої річки Гнилий Ріг, заповнений її водами та додатково – водами р. Горинь. Річка Гнилий Ріг впадає у ВО (південний район), її стік повністю акумулюється у ВО. За проектними даними ВО має площу 20 км^2 (Техно-экосистема..., 2011).

За багаторічний період функціонування техноекосистема ХАЕС пройшла декілька етапів сукцесії. Перший з них – під час роботи одного енергоблоку (час досліджень 1998–2001 рр.). До кардинальних змін, зокрема і у контурній підсистемі, призвело спонтанне вселення у ВО *Dreissena polymorpha* Pall. (2003–2004 рр.) і введення другого енергоблоку – у другий період (період досліджень 2005–2010 рр.) (Техно-экосистема..., 2011). На відміну від цього, у третій період (2012–2023 рр.) вселення другого виду дрейсенід (*D. bugensis* Andr.) у 2012 р. до значних змін, зокрема у контурній підсистемі, не призвело.

За результатами наших досліджень у ВО ХАЕС у 1998–2001 рр. з ракоподібних у зообентосі реєстрували лише Ostracoda. Визначення представників Ostracoda до виду не проводили. Одноразово, у 2006 р. були визначені *Plesiocypridopsis newtoni* (Brady & Robertson), *Tyrrhenocythere amnicola donetziensis* (Dubowsky) (представник південних широт), *Cypridopsis vidua* (O.F. Muller), *Fabaeformiscandona* sp. (Техно-экосистема..., 2011).

У зообентосі Ostracoda у перший період характеризувались досить високою частотою трапляння по акваторії (55–91%). Показники рясності високих значень в основному не досягали – чисельність коливалась в межах 50–7950 екз/м^2, біомаса 0,001–0,153 г/м^2 (в середньому 1783 екз/м^2, 0,025 г/м^2). Одноразово на локальній ділянці впадіння у ВО р. Гнилий Ріг відмічено досить високу чисельність 15800 екз/м^2 біомаса досягала 0,179 г/м^2.

На початку другого періоду, після потрапляння у ВО, *D. polymorpha* оселилася не лише на технічних твердих субстратах (бетонні схили греблі та ПК, кам'яні укріплення берегів тощо), а й у донних біотопах практично по всій акваторії ВО – на випадкових твердих субстратах (каміння, гілки, що лежать на дні), на рихлому субстраті у вигляді друз і на раковинах живих і мертвих перлівниць род. Unionidae. Дослідження донних

біотопів у цей період методично розділили на власне зообентос та поселення *D. polymorpha* (друзи).

Частота трапляння Ostracoda у другий період була високою 79–94%, за винятком 2007 р. – 35%. А кількісні показники цієї групи характеризувались певними коливаннями. Так, у зообентосі у перший рік спалаху розвитку *D. polymorpha* чисельність Ostracoda в середньому збільшилась більш ніж у 3 рази (8006 екз/м^2) відносно 2001 р. Проте, уже з 2006 р. показники рясності знизились і упродовж 2006–2010 чисельність в середньому була порядку декількох тис. екз/м^2, біомаса – порядку 0,1 г/м^2. Аналіз розподілу чисельності Ostracoda по глибинах (за даними 2006 р.) чіткої залежності не виявив, проте максимальні значення характерні для глибин 4–6 м.

Слід зазначити, що безпосередньо у поселеннях *D. polymorpha* (друзах) кількісні показники Ostracoda були низькими – чисельність була порядку десятків екз/м^2.

Представник Isopoda – *Asellus aquaticus* L. вперше був зареєстрований у ВО у 2005 р. на локальній ділянці південного району у друзах *D. polymorpha*, значного кількісного розвитку не досягав. У 2006 р. локалізація дещо розширилась, цей вид був знайдений у ПК, а на ділянці впадіння у ВО р. Гнилий Ріг досягав значних показників рясності (14300 екз/м^2, 21,7 г/м^2). У 2008 р. *A. aquaticus* ще був відмічений у ПК, на ділянках східного р-ну та при впадінні р. Гнилий Ріг, а у 2009–2010 рр. – лише на останній локалізації, показники рясності були невисокими. З 2012 р. цей вид у ВО не реєструється, лише у 2014 р. його відмічено в естуарії р. Гнилий Ріг. Вірогідно, зниження кількісного розвитку дрейсени на тлі загального зростання техногенного навантаження, а також певні технічні рішення (водостік на ділянці впадіння р. Гнилий Ріг було обмежено встановленням сітки) призвело до зникнення *A. aquaticus* з донних угруповань.

Третій період, окрім вселення *D. bugensis*, характеризувався нестабільним рівнем води у ВО. Упродовж декількох років (2015, 2016, 2019 рр.) з технічних і кліматичних причин у різні сезони року спостерігалось зниження рівня (до 1,6 м), що призвело до періодичного осушення значних площ мілководь ВО. Тому у період 2012–2023 рр. окрема увага була приділена дослідженням мілководь ВО на глибинах 0,1–1,5 м.

Частота трапляння Ostracoda упродовж третього періоду знизилась відносно другого періоду і була аналогічною до першого – 45–93%. Чисельність представників цієї групи коливалась у значних межах (50–16750 екз/м^2), а в середньому складала 1532 екз/м^2 (без урахування максимального значення). Слід зазначити, що максимальна чисельність була зареєстрована локально (східний район) лише одного разу у 2012 р. На мілководних ділянках загалом чисельність Ostracoda була нижчою приблизно у 2 рази відносно основної акваторії ВО. Причому за умови низького рівня води у ВО чисельність на мілководдях була вищою, ніж за умови нормального експлуатаційного рівня (відповідно в середньому 702 і 394 екз/м^2). Лише одного разу, у 2014 р. на закритому східному мілководді (обмеженому від основної акваторії ВО заростями повітряно-водних ВВР, чисельність Ostracoda досягала 9600 екз/м^2.

Складно встановити період появи у ВО ракоподібних *Stenocypris* sp. (Ostracoda). Визначення до роду вперше було проведено у 2018 р., проте, за візуальними оцінками, існує вірогідність їх знаходження у ВО ще з 2007 р. (ділянка виходу ВК). *Stenocypris* sp. зустрічається на різних глибинах (до 6,5 м), в основному у поселеннях дрейсенід або на ракушнякових грунтах, на бетонному укріплені підвідного каналу і щебеневій ділянці ВК. Розмір черепашки досягав 1,5–2,0 мм чисельність складала 50–4800 екз/м^2. Вперше для України представники цього роду були знайдені у ВО Чорнобильської АЕС (Семенова, Гусаков, 1996), батьківщина роду – узбережжя Індійського океану.

Limnomysis benedeni Czerniavsky у донних біотопах вперше відмічений у 2012 р., причому як на глибині 2–3 м західного р-ну, так і більш значній глибині (8 м, пригреблева ділянка) – північного. Вид зустрічається постійно, частота трапляння упродовж всього періоду невисока – 4–20%, упродовж останніх років скоротилась, а у 2018 р. не реєструвався. Надалі вид розповсюдився практично по всій акваторії ВО: як на піщаних мілководдях (0,5–0,7 м), на глибинах 2–3 м, так і на більш глибоких замулених ділянках (до 8 м). Значного кількісного розвитку *L. benedeni* не досягав (33–488 екз/м^2, 0,01–1,17 г/м^2).

У 2019 р. на двох станціях був зареєстрований новий для ВО вид різноногих ракоподібних *Corophium robustum* G.O.S. (Amphipoda, Corophiidae). Максимальних кількісних показників вид досягав у західному р-ні (7950 екз/м^2, 28,7 г/м^2), частка у кількісних показниках становила 57% загальної чисельності і 94% біомаси «м'якого» зообентосу. У 2021 р. розповсюдження виду по акваторії збільшилось, частота трапляння становила 38%, рачки віддавали перевагу ракушняковим грунтам. За результатами досліджень у вересні 2023 р. кількісні показники цього виду значно зросли. На ділянці входу у ПК чисельність досягала 17300 екз/м^2, біомаса 78,5 г/м^2, частка у кількісних показниках «м'якого» зообентосу досягала 63% чисельності і 96% біомаси, рачки утворювали трубки серед мушель дрейсенід.

Представники род. Corophiidae у різних ВО України загалом асоційовані з поселеннями дрейсенід, проте можуть мешкати і безпосередньо на м'яких ґрунтах, будуючи трубки, і утворювати поселення з високою біомасою. Так, у ВО Криворізької ТЕС Corophiidae досягли високих кількісних показників – чисельність складала від 11,9 тис. до 1,7 млн. екз/м^2, біомаса – до більш як 300 г/м^2 (Протасов, Силаева, 2012). За подібного кількісного розвитку ці ракоподібні, зокрема у підвідному каналі ХАЕС, можуть створювати певні біоперешкоди.

Висновки

Таким чином, у контурній підсистемі ВО ХАЕС у різні періоди реєстрували представників 8 таксонів ракоподібних, біотичний фактор (вселення дрейсенід) був вирішальним для появи і натуралізації нових видів. Значного зростання таксономічного багатства і рясності ракоподібних поки не спостерігається, певним винятком може бути розвиток *C. robustum* у 2023 р. Упродовж багаторічного періоду досліджень рівень розвитку Ostracoda у зообентосі можна вважати стабільним, серед поселень дрейсенід (у друзах), а також на мілководдях кількісні показники були у рази нижчими. Вдала натуралізація понто-каспійських видів *L. benedeni* і *C. robustum* у ВО, з одного боку може стати чинником зростання кормової бази, з іншого – причиною виникнення біоперешкод. Динамічні умови, вплив техногенних і біотичних факторів, необхідність контролю наявності і розвитку видів-вселенців визначають необхідність постійного моніторингу в техноекосистемі.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Протасов, А.А., Силаева, А.А. (2012). Контурные группировки гидробионтов в техно-экосистемах ТЭС и АЭС. Киев. 274 с.

Семенова, Л.М., Гусаков, В.А. (1996). Первое нахождение видов рода *Stenocypris* (Ostracoda, Crustacea) в водоемах России и Украины. *Зоол. журн. 75*(2), 315–319.

Степанова, Т.И., Протасов, А.А., Силаева, А.А., Новоселова, Т.Н., Громова, Ю.Ф. (2016) .Особенности гидробиологического режима техноэкосистемы Хмельницкой аэс в условиях снижения уровня воды. *Ядерна енергетика та довкілля*. *1*(7), 37–41.

Техно-экосистема АЭС. Гидробиология, абиотические факторы, экологические оценки. Под ред. А.А. Протасова. Киев, 2011. 234 с.

УДК [556.114:581.526.325] (285.3) (477-25)
Т.М. НОВОСЬОЛОВА
Інститут гідробіології НАН України,
Проспект Володимира Івасюка, 12, Київ 04210, Україна

ФІТОПЛАНКТОН КАСКАДУ СТАВКІВ З ПОРУШЕНИМИ ГІДРОМОРФОЛОГІЧНИМИ УМОВАМИ

Паладинські ставки є штучними водними об'єктами в урочищі Феофанія (Київ), з більше ніж сторічною історією. За результатами реконструкції у 2004–2005 рр їх було об'єднано у каскад із постійним поверхневим гідравлічним зв'язком. Останніми часами внаслідок господарської діяльності деякі з них зазнали гідроморфологічних змін (часткове обміління, втрата, або послаблення гідравлічного зв'язку в період межені). Таким чином утворилися умови переривання екологічного континууму. В даному дослідженні ставки використано в якості модельного об'єкта для вивчення зміни екологічного континууму внаслідок порушень гідролого-морфологічних умов.

Каскад складається з п'яти ставків, площа водного дзеркала від 4,3 до 13,9 тис.м^2, середня глибина – 1,80–2,96 м, максимальна глибина – 2,40–4,10 м.

Дослідження фітопланктона проводилися у серпні 2022 р. стандартними гідробіологічними методами (Арсан та інш, 2006). Визначення стадій екологічної сукцесії проводилося за (Clements at al., 1929) з урахуванням особливостей заростання вищою водною рослинністю та змін гідролого-морфологічних умов. Згідно (Батог та ін., 2022) антропогенне навантаження на ставки має різний характер та потужність. На теперішній час найбільших змін зазнав верхній ставок №1. Відмічено його значне обміління, в період межені зникнення поверхневого притоку, та відсутність гідравлічного зв'язку з нищерозташованим ставком №2. Ставок №2 порівняно із іншими ставками зазнає найбільшого антропогенного впливу. Його воду забирають для поливу насаджень та газону в парку. Обліку витрачених об'ємів води на полив немає. Через зниження рівня води його зв'язок із ставком №3 став дуже слабким. Відзначається суцільне заростання верхнього ставка повітряно-водною рослинністю, в ставку №2 збільшилася площа заростання зануреною рослинністю. Для трьох нижніх ставків значного падіння рівня води не зафіксовано. Гідравлічний зв'язок між цими ставками залишається постійним. Загалом каскад ставків відзначається низькою інтенсивністю зовнішнього водообміну (період водообміну складає 6,3 місяця).

Ставок №1 один із старіших ставків каскаду, зберігся з XIX століття. Має досить розвинений в якісному відношенні фітопланктон (23 НІТ водоростей з 6 відділів з превалюванням Chlorophyta та Bacillariophyta у флористичному спектрі). Показники рясності – 13,38 млн. кл/дм^3 та 3,52 мг/дм^3. За чисельністю домінували *Pseudodidymocystis planctonica* (Korsch.) Hegew. et Deason (Chlorophyta) (26,8%) та *Rhodomonas pusilla* (Bachm.) Javorn (Cryptophyta) (23,3%), за біомасою – *Gyrosigma acuminatum* (Kützing) Rabenhorst (Bacillariophyta) (29,3%) та *Phacus pleuronectes* (O.F.Müller) Nitzsch ex Dujardin (Euglenophyta) (22,8%). Тип трофності – евтрофний (за показниками біомаси). Структура розподілу кількісних показників – полідомінантна. Незважаючи на наявність у складі НІТ представників Cyanobacteria, вони не входили до домінантного комплексу ні за чисельністю, ні за біомасою. Загалом екосистема ставка, вірогідно, знаходиться на стадії стабілізації, або клімаксу за (Clements at al., 1929), може тривати дуже довго, за відсутності зовнішніх деструктивних впливів.

Ставки № 2 та 3 було створено у 2004–2005 рр. на місці струмка та заболоченого ставка, що заріс вільхою, тобто через антропогенне втручання сукцесію від кінцевого елемента сукцесії водного об'єкта – болота, було відкинуто на початкову стадію – «денудація» – руйнування місць існування. На сучасному етапі екосистеми цих ставків розвиваються по-різному. Із ставка № 2 влітку постійно і неконтрольовано відбирають воду на потреби парку, тут також відмічено обміління та значне заростання зануреною водною рослинністю. Фітопланктон ставка №2 був представлений 17 НІТ водоростей з 3 відділів, домінували Chlorophyta та Bacillariophyta. Чисельність та біомаса були на рівні 17,07 млн. кл/дм^3 та 7,41 мг/дм^3. Основу рясності складали водорості відділу Cryptophyta: у чисельності – *R. pusilla* (57,1%), у біомасі – *Cryptomonas* sp. (57,6%). Рівень розвитку фітопланктона ставка № 2 відповідав ев-політрофному типу трофності. Cyanobacteria відсутні у списку НІТ. Сукцесія тут орієнтовно знаходиться на стадії «біоценотичної реакції» – формування угруповань максимально адаптованих до абіотичних умов.

Ставок № 3 не зазнає навантаження такого як ставок № 2. У складі фітопланктона ставка №3 налічувалося 19 НІТ водоростей з 6 відділів, переважали Chlorophyta та Cyanobacteria. Високе значення чисельності (213,09 млн. кл/дм^3) було обумовлено масовим розвитком Cyanobacteria зокрема *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs та *Rh.* (85,3% від загальної). Цей вид також домінував і за біомасою (42,0%) разом з *Ceratium hirundinella* (O. Müll.) Schrank (Dinoflagellata) (33,9%). Загальна біомаса складала 32,40 мг/дм^3, її рівень відповідає політрофному типу трофності. Cyanobacteria тут домінували та утворювали «цвітіння» 4 ступеню. Ставки № 4 та 5 було створено одночасно із ставком № 1, але вони через гідравлічний зв'язок постійно зазнають впливу вод значно молодшого ставка № 3. У фітопланктоні ставка №4 зареєстровано 25 НІТ, з 7 відділів, переважали Chlorophyta та Cyanobacteria. Загальні показники чисельності ставка № 4 (93,86 млн. кл/дм^3) визначалися розвитком Cyanobacteria, із яких домінували *Dolichospermum flosaquae* (Brébisson ex Bornet & Flahault) P.Wacklin, L.Hoffmann & J.Komárek (48,2%) та *Dolichospermum affine* (Lemmermann) Wacklin, L.Hoffmann & Komárek (15,9%). Біомаса (9,85 мг/дм^3) на 51,6% утворювалася *D. flosaquae*. У складі фітопланктона ставка №5 ідентифіковано 18 НІТ з 6 відділів. Основу спектра складали Chlorophyta та Bacillariophyta. Рівень кількісних показників у ставку № 5 був нижчим ніж у ставку № 4 – 10,53 млн. кл/дм^3 та 6,05 мг/дм^3. За чисельністю домінували Cyanobacteria *Aphanocapsa incerta* (Lemmermann) G.Cronberg & Komárek (36,1%) та *Merismopedia minima* G.Beck (30,3%), за біомасою – *C. hirundinella* (63,4%). Ставки № 4 і 5 мають ев-політрофний тип трофності. Значний розвиток відмічений у видів Cyanobacteria, що можуть фіксувати молекулярний азот з атмосфери, тим самим знижуючи його лімітуючу дію. Сукцесія екосистеми ставків № 3, 4 та 5 орієнтовно відповідає стадії «міжвидова конкуренція» – конкуренція між видами з подібними екологічними вподобаннями.

Загалом склад НІТ фітопланктона різних ставків мав низьку подібність. Значення коефіцієнта Серенсена у матриці були 0,06–0,50. Більш того, на рівні відділів фітопланктона (наявність або відсутність) серед даних водойм не було абсолютно подібного складу, навіть серед ставків, що мають постійний гідравлічний зв'язок. Слід зазначити, що у складі фітопланктона лише трьох нижніх ставків відмічено представників Charophita та Dinoflagellata, що незважаючи на низьку чисельність, мали помітний вплив на формування загальної біомаси через великий розмір клітин. Лише в одному випадку подібність фітопланктона (ставків № 3 та 4) досягала значення 0,5, що умовно можна вважати значимою величиною.

Таким чином, виходячи із того, що досліджені ставки постійно, або деякий період року мають поверхневий гідравлічний зв'язок один з одним, можна було очікувати на наявність просторового континууму у розподілі фітопланктона від верхнього до нижнього ставка. Натомість певну схожість складу (досить низьку) та особливостей розвитку фітопланктону можна відмітити лише для нижніх ставків № 3, 4. Можливо причиною дисконтинууму є різний вік ставків та історія екосистем, тип та ступінь антропогенного навантаження. Через це екосистеми ставків знаходяться на різних стадіях екологічної сукцесії.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Арсан, О. М., Давидов, О. А., Дьяченко, Т. М., Евтушенко, М. Ю., Жукинський, В. М., Кирпенко, Н. І. та ін. (2006). Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод. За ред. В. Д Романенка. НАНУ: Ін-т гідробіології. К: Логос, 156–180.

Батог С.В., Дубняк С.С., Іванова Н.О. (2022). Трансформація гідрологічних умов Палладінських ставків внаслідок ландшафтної реконструкції парку «Феофанія». «Біологічні дослідження» зб. наук. праць. 2022. С. 244–247.

Clements F.E., Weaver J.E., Hanson H.C. (1929). Plant competition: an analysis of community functions. Carnegie institution of Washington, 340 p.

УДК 574.5(262.5)

І.О. СИНЬОГУБ, С.А. КУДРЕНКО, О.С. БОНДАРЕНКО, О.А. РИБАЛКО
Інститут морської біології НАН України,
вулиця Пушкінська, 37, Одеса 65048, Україна,

СКЛАД І СТРУКТУРА ЗООКОМПОНЕНТУ ПЕРИФІТОНУ БЕТОННИХ БЕРЕГОЗАХИСНИХ ГІДРОСПОРУД ОДЕСЬКОГО МОРСЬКОГО РЕГІОНУ

Руйнування греблі Каховського водосховища 06.06.2023 р. та залповий скид великого обсягу прісної води в море спонукало нас провести в липні-грудні 2023 р. моніторинг донної макрофауни прибережної зони Одеського морського регіону для визначення стану його екосистеми. На ділянці від мису Одеський Північний на сході до мису Великий Фонтан на заході проби відбирали рамкою кількісного обліку площею 0,01 $м^2$, обшитою для запобігання втрати рухомих організмів млиновим газом. На вертикальних поверхнях на бетонних берегозахистних гідроспоруд на глибинах 1 м і 2 м зібрано і оброблено 40 проб макрофауни обростань.

В лабораторних умовах проби промивали через набір ґрунтових сит з мінімальним розміром вічка 1 мм та фіксували 4 % формаліном. Подальшу обробку зібраного матеріалу проводили за стандартними методиками (Володкович, 1980). Ідентифікацію безхребетних, за можливості, проводили до таксонів нижчого рангу. Назви видів наведені відповідно до Світового реєстру морських видів (WoRMS (2024)). Для всіх таксонів визначені: середня чисельність – N, екз.·$м^{-2}$; середня біомаса – B, г·$м^{-2}$, частота трапляння у відсотках – P. До основних віднесені таксони, знайдені на ≥ 50% станцій, до другорядних – таксони, відмічені на 25–< 50% станцій, до випадкових – менш ніж на 25% станцій. Для аналізу біорізноманіття розрахований показник α-різноманіття. При виділенні трофічних груп використані літературні джерела (Грезе, 1985; Киселева, 1981; Лосовская, 1977; Чухчин, 1984). Для оцінки складності харчової структури макрофауни розраховано індекс її одноманіття (Несис, 1965).

В травні-листопаді 1991 р. в цьому ж районі на вертикальних поверхнях бетонних берегозахисних споруд на горизонтах 0,7–2,0 м такими же знаряддями лову були зібрані та оброблені за аналогічними методиками 74 проби зоокомпоненти обростань (Воробьева, Синегуб, 2000). Ця стаття використана в якості порівняльного матеріалу для визначення змін стану популяцій гідробіонтів в обростаннях гідротехнічних споруд.

Залпове надходження великого обсягу прісної води з Каховського водосховища призвело до зменшення солоності поверхневого шару води Одеського морського регіону з 13,0‰ 6 червня до 7,4‰ 9 червня. Мінімальний показник солоності 3,95‰ був зареєстрований 11 червня і тримався на цьому рівні певний час. В подальшому внаслідок перемішування та згінно-нагінних явищ солоність поступово зросла до 15‰. Після тривалого перебування в умовах низької солоності (< 8‰) з червня до середини липня на глибині до 3 м на твердих субстратах відзначена масова загибель (близько 3,7 тис. т біомаси) чорноморської мідії *Mytilus galloprovincialis* Lamarck та зростання чисельності більш стійкого до дій стресових факторів *Mytilaster lineatus* (Gmelin), внаслідок чого на цій глибині відбулося зниження біомаси та підвищення чисельності макрофауни (Мінічева та ін., 2023).

У період з липня по грудень 2023 р. солоність води на глибині 1 м і 2 м варіювала в межах 10,49–16,42‰, температура – 8,0–25,8 ºС.

В обростанні бетонних гідротехнічних споруд зареєстровано 43 таксони макрофауни: кільчастих червів 10, молюсків – 9, ракоподібних – 21, представників інших груп – 3. В травні-листопаді 1991 р. було знайдено 38 таксонів (Воробьева & Синегуб, 2000), але на жаль їх список відсутній.

В 2023 р. середня чисельність макрофауни склала 115159 екз.·м$^{-2}$, біомаса – 11290,1 г·м$^{-2}$, показник α-різноманіття – 15,8. Порівняно з 1991 р. (78342 екз.·м$^{-2}$, 15130,8 г·м$^{-2}$) середня чисельність макрофауни була в 1,5 рази більшою, а біомаса, навпаки, в 1,3 рази меншою.

Макрофауна перифітону характеризується відносною сталістю якісного складу. За частотою трапляння до числа основних (P ≥ 50%) увійшли 18 (41,9%) таксонів з різних систематичних груп, склавши разом 99,3% середньої чисельності і 99,7% біомаси. Стовідсоткова частотою трапляння відзначена для *M. lineatus, M. galloprovincialis* і *Amphibalanus improvisus* (Darwin), які разом формували 81,8% чисельності і 98,0% біомаси макрофауни.

У 1991 р. ядро ценоза обростання (81,8% чисельності і 99,8% біомаси) формували *M. lineatus, M. galloprovincialis, A. improvisus, Lekanesphaera hookeri* (Leach), *Idotea balthica* (Pallas) і *Chaetogammarus olivii* (H. Milne Edwards). В 2023 р. сумарна частка цих же шести видів була 88,0% чисельності і 98,2% біомаси.

Серед головних таксономічних груп в обидва періоди за кількістю таксонів переважали ракоподібні (18 видів у 1991р. та 21 вид у 2023р.), за біомасою – молюски (14576,3 г·м$^{-2}$ у 1991р. та 10005,2 г·м$^{-2}$ у 2023р.). В 2023 р. порівняно з 1991 р. у складі чисельності більше ніж вдвічі зросла частка молюсків (64,4% та 28,6% відповідно). Одночасно більше ніж вдвічі зменшилася частка ракоподібних – з 70,1% у 1991р. до 32,4% у 2023р.

Певні зміни відбулися і серед головних трофічних груп. В обидва періоди за кількістю таксонів переважали детритофаги (по 14 видів в обидва періоди), за чисельністю (у 1991р. – 34127 екз.·м$^{-2}$ і 94284 екз.·м$^{-2}$ у 2023р.) і біомасою (14888,6 г·м$^{-2}$ у 1991р. та 11061,1 г·м$^{-2}$ у 2023р.) – сестонофаги. В 2023 р. порівняно з 1991 р. у складі чисельності майже вдвічі зросла частка сестонофагів (81,9 % та 43,6 % відповідно), вдвічі зменшилася частка детритофагів, в 4 рази – частка рослинно-детритоядних

тварин. Внаслідок значної переваги біомаси однієї трофічної групи (сестонофагів) індекс одноманіття харчової структури в обидва періоди був дуже високим і майже однаковим (0,96 і 0,95).

В 2023 р. керівний вид ценозу обростання – мідія – була представлена особинами довжиною до 80 мм. Порівняно з 1991 р. її середня чисельність зменшилася в 2 рази, середня біомаса – в 2,2 рази. Якщо в 1991 р. частка мідії складала 25,8% чисельності і 94,6% біомаси макрофауни, то в 2023 р. – 8,8% і 58,8% відповідно. Переважали дрібні молюски довжиною до 20 мм. Так, в 1991 р. частка цієї розмірової групи складала 74,6–91,0%, в 2023 р. – в середньому 82,4%.

В обидва періоди за кількістю таксонів (33 в 1991 р., 39 в 2023 р.) домінували вагільні гідробіонти, проте частка їх чисельності в 2023 р. була втричі меншою, ніж в 1991 р. (18,1% і 56,5% відповідно); за біомасою (98,4% у 1991 р., 98,0% у 2023 р.) переважали сесильні безхребетні.

В 2023 р. в ценозі обростання знайдено представників 5 видів-вселенців: *Polydora cornuta* Bosc, *Corambe obscura* (A.E. Verrill), *Anadara kagoshimensis* (Tokunaga), *Arcuatula senhousia* (Benson), *A. improvisus*. Їх сумарна частка була 17,7% чисельності і 9,4% біомаси. Основу чисельності і біомаси вселенців – більше 99,0% – складав *A. improvisus*.

Принципової різниці в розподілі кількісних показників макрофауни на різних глибинах у 2023 р. не виявлено. Так, на глибині 1 м зареєстровано 37 таксонів, середня чисельність склала 111388 екз.·м$^{-2}$, біомаса – 11402,7 г·м$^{-2}$, показник α-різноманіття 15,6; на глибині 2 м – 38 таксонів, 118931 екз.·м$^{-2}$, 11177,6 г·м$^{-2}$ і 15,9.

Таким чином, видовий склад макрофауни обростань гідротехнічних споруд в 2023 р. порівняно з 1991 р. був відносно сталим, але відбулися зміни кількісних показників для окремих таксономічних, трофічних та інших груп та комплексів.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Володкович Ю.Л. (1980). *Методы изучения морского бентоса: Руководство по методам биологического анализа морской воды и донных отложений*. Ленинград: Гидрометеоиздат.

Воробьева Л.В. & Синегуб И.А. (2000). *Структура и количественные показатели зообентоса обрастания берегоукрепительных сооружений у берегов Одессы*. Глобальная система наблюдений Черного моря: фундаментальные и прикладные аспекты, 132–137.

Грезе И.И. (1985). *Бокоплавы. Фауна Украины. Высшие ракообразные*. (Т. 5). Київ: Наукова думка.

Киселева М.И. *(1981). Бентос рыхлых грунтов Черного моря*. Київ: Наукова думка.

Лосовская Г.В. (1977). *Экология полихет Черного моря*. Київ: Наукова думка.

Мінічева Г.Г., Бондаренко О.С., Богатова Ю.І., Большаков В.М., Бушуєв С.Г., Гаркуша О.П., ….Сон М.О. (2023). Реакція морської екосистеми на наслідки руйнування греблі Каховського водосховища. *Морський екологічний журнал*, 1–2, 52–68. DOI 10.47143/1684-1557/2023.1-2.6

Несис К.Н. (1965). Некоторые вопросы пищевой структуры морских биоценозов: *Океанология*. *5* (4), 701–704.

Чухчин В.Д. (1984). *Экология брюхоногих моллюсков Черного моря*. Київ: Наукова думка.

WoRMS (2024). World Register of Marine Species. Available from https://www.marinespecies.org at VLIZ. Accessed 2024-08-07. doi:10.14284/170

УДК [581.526.325 + 581.526.323] (282.247.322)
Т.М. СЕРЕДА, Л.В. ГУЛЕЙКОВА, О.В. МАНТУРОВА, О.О. ГУПАЛО
Інститут гідробіології НАН України,
проспект Володимира Івасюка, 12, Київ 04210, Україна

МЕХАНІЗМИ ФОРМУВАННЯ ПЛАНКТОННИХ УГРУПОВАНЬ У РУСЛОВИХ ЕКОТОНАХ (НА ПРИКЛАДІ РІЧКИ ГОРИНЬ)

Структура угруповань у лотичних екосистемах зумовлена гідродинамічними і морфологічними характеристиками водотоку, де течія є визначальним чинником формування біотичного і біотопічного різноманіття (Afanasyev, 2013, Transboundary, 2021, Sereda, 2024). Багаторічний досвід вивчення річкових систем показав, що у межах річкового континууму завдяки градієнтним переходам біотичних та абіотичних чинників утворюються екотонні зони, які супроводжуються структурними перебудовами угруповань з дискретним характером формування. Попередньо за структурними показниками та функціональними групами фітопланктону і мікрофітобентосу р. Горинь були встановлені річкові екотони різного рівня (Sereda, 2024). Метою цієї роботи було вивчення механізмів формування структури планктонних угруповань у градієнтно-просторових межах екотону, їх специфіки та кореляційних зв'язків.

У серпні 2022 р. досліджено фітопланктон, зоопланктон та іхтіопланктон ділянки р. Горинь протяжністю 180 км, русло якої характеризується високим ступенем меандрування і рукавів, що створює різноманіття біотопів та динамічну зміну умов формування стоку за профілем водотоку. Біотопічна характеристика та детальний опис представлено в роботі (Sereda, 2024). Відбір, обробку та аналіз гідробіологічних проб здійснювали загальноприйнятими методиками (Методи, 2006). Таксономічну приналежність видів риб визначали за (Мовчан, 2011), розподіл екологічних груп за типом живлення розглядали за стадією розвитку, на личинкових етапах розвитку відмічали планктофагів і зоопланктофагів.

На ділянці р. Горинь фітопланктон був представлений 100 видами та внутрішньовидовими таксонами з переважанням зелених водоростей (43 %), діатомових (39 %) і ціанобактерій (10 %). Чисельність коливалася в межах 4560–10180 тис. кл/дм^3, біомаса – 0,59–4,04 мг/дм^3. Основу чисельності угруповань планктону на всіх створах формували ціанобактерії (14–74 %) і зелені водорості (21–78 %). Мінімальний розвиток ціанобактерій зареєстровано на проточних ділянках русла, максимальний – на перекаті, що відбувається завдяки змиву дрібноклітинних форм водоростей з макрофітів в умовах посиленої течії. Мінімальні показники чисельності зелені водорості формували на перекаті, максимальні – на плесі та на русловій ділянці вище нього. Основу біомаси фітопланктону формували переважно діатомові (4–80 %) і зелені водорості (19–60 %). Частка діатомових була найвищою на перекаті і на створах, що підтримують водообмін з меліоративними каналами, з яких до русла надходять діатомеї з шарів епілімніону та алогенні епіфітні форми, найменшою – на плесовій ділянці русла зі сповільненою течією. І навпаки, найвищу частку біомаси зелені водорості формували на плесовій ділянці русла із заводями у супроводі динофітових (14–22 %), ціанобактерій (11 %) і евгленових водоростей (10 %), найнижчу – у контактних зонах русло – меліорована заплава.

У складі зоопланктону нараховано 40 НВТ (нижчі визначені таксони) з трьох основних систематичних груп, переважали коловертки – 23 таксони (56 %), гіллястовусі

ракоподібні були представлені 11 таксонами (30 %), веслоногі – 6 (14 %). Серед трофічних груп найбільшу частку складали мирні консументи (72 %), до яких відносяться майже усі коловертки та гіллястовусі ракоподібні. До групи всеїдних (5 %) належали циклопи *Eucyclops serrulatus,* а хижі консументи (23 %) були представлені дорослими формами веслоногих ракоподібних. Кількісні показники зоопланктону на всіх ділянках характеризувалися низькими значеннями і широкою амплітудою коливань (чисельність – 160–1830 екз/м^3, біомаса – 0,07–74,48 мг/м^3), основу чисельності складали коловертки і копеподитні стадії веслоногих рачків, біомаси – гіллястовусі ракоподібні. Мінімальні значення зареєстровані на перекаті, де основу чисельності і біомаси формували «дрібні» потамофільні коловертки *Brachionus calyciflorus* і *Euchlanis dilatata,* максимальні – на плесовій ділянці за рахунок біомаси копеподитних стадій веслоногих рачків і фітофільних гіллястовусих рачків *Simocephalus vetulus, Sida crystallina, Graptoleberis testudinaria*. Відносно високими кількісними показниками характеризувалася контактна зона русло–меліорована заплава – частка коловерток була найвищою (до 90 %), чисельність і біомаса формувалися за рахунок представників потамофільного комплексу род. Brachionidae.

Іхтіофауна ділянки р. Горинь налічувала 14 видів риб із 5 родин, серед яких переважали представники родини коропових Cyprinidae – 9 видів (64 %), а також бичкових Gobiidae – 2 види (14 %), інші родини (Cobitidae, Percidae, Odontobutidae) були представлені одним видом кожна (7 %). Видова представленість риб була найвищою (7 видів) нижче плесової ділянки та у контактній зоні русла з системою каналів, на перекаті та нижче нього кількість видів знижувалась до п'яти. Чисельність молоді риб коливалася у межах 50–260 екз/100 м^2, біомаса у межах 131,14–664,25 г/100 м^2, найвищі значення зареєстровано нижче плеса, на перекаті і в контактній зоні з системою каналів. За екологічною структурою угруповання риб характеризувалося неоднорідністю: планктофаги переважали на плесовій ділянці, на перекаті та в русловій ділянці, що підтримує водообмін з меліорованої заплавою, бентофаги, навпаки, зареєстровані на мілководних ділянках з піщано-глинистим дном, що приурочені нижче плеса та перекату, хижаки найбільш масово були представлені на плесовій ділянці та нижче неї.

Отже, за структурними показниками планктонних угруповань р. Горинь встановлено дискретний характер формування їх видового складу, чисельності і біомаси та домінуючих комплексів у екотонних зонах, відображаючи біотопічну мінливість.

Так, плесова ділянка річки з розширеним до 25 м руслом характеризувалася глибинами до 2 м і зниженням швидкості течії до 0,2 м/с, переважаючі типи субстрату – пісок і замулений пісок, прибережно-заплавна рослинність представлена очеретом, куширом, ряскою, глечиками жовтими, проективне покриття 10–15 %. У фітопланктоні за видовим складом, чисельністю і біомасою переважали представники евтрофних лімнофільних біотопів, а саме зелені водорості (відповідно 66, 56 і 60 %), ціанобактерії (17, 42 і 5 %), а також динофітові за біомасою (22 %). Угруповання зоопланктону характеризувалося як копеподно-кладоцерне при домінуванні видів фітофільного комплексу, за видовим складом, чисельністю і біомасою переважали веслоногі рачки (відповідно 54, 82 і 45 %) і гіллястовусі (28, 7 і 55 %). В іхтіофауні переважали плітка (41 %), головень (27 %), окунь (18 %), щипавка і гірчак (по 18 %), а також бистрянка російська та карась сріблястий (майже по 12 %). Екологічні групи планктонофагів (молодь головня, плітки, плоскирки, ляща та гірчака на малькових етапах розвитку), бентофагів (бичок пісочник) та хижаків (окунь, ротань головешка) були представлені майже в рівних частках, що зумовлено достатньо високими показниками розвитку фіто- і зоопланктону, які є кормовою базою для молоді коропових риб, а також наявністю

заростей макрофітів як субстрату для нересту дорослих риб і укриття для молоді від хижаків.

На перекаті русло звужується до 15 м, переважаючі глибини 0,4–0,7 м, швидкість течії збільшується до 1,0 м/с, річкове дно піщане та піщано-глинисте, зарості макрофітів (представлених стрілолистом, осоками, глечиками, валіснерією та ряскою) у супроводі щільних скупчень нитчастих водоростей р. *Spirogyra* займають до 70 % площі водного дзеркала. У фітопланктоні за видовим складом домінували зелені і діатомові водорості – відповідно 56 і 33 %, за чисельністю – ціанобактерії і зелені (74 і 21 %), за біомасою – діатомеї, приурочені до лотичних умов (60 %). Угруповання зоопланктону характеризувалося як ротаторно-копеподне при домінуванні потамофільних видів, переважали коловертки і веслоногі ракоподібні (відповідно 50 і 33 %), за чисельністю і біомасою – коловертки (63 і 67 %). Іхтіофауна представлена бистрянкою російською (до 50 %), а також молоддю гірчака (19%), плоскирки та щипавки (по 12 %). Серед екологічних груп переважали планктонофаги (молодь бистрянки російської, гірчака) завдяки надходженню біомаси фіто- і зоопланктону з ділянки річки вище перекату.

Екотонна зона русло–меліорована заплава представляє собою меандруюче русло, що підтримує водообмін з меліоративними каналами, ширина ділянки річки 25–30 м, глибини близько 2 м, середня швидкість течії 0,4 м/с, прибережна рослинність сформована куширом, рдесниками, їжачою голівкою, ряскою та глечиками жовтими, площа заростання 20–25 %. Видовий склад фітопланктону формували діатомові і зелені водорості (відповідно 50 і 44 %), чисельність – представники евтрофного епілімніону – зелені, діатомові і ціанобактерії (46, 38 і 16 %), біомасу – бентосні та епіфітні діатомеї та зелені водорості, приурочені до заростей макрофітів (80 і 19 %). Угруповання зоопланктону характеризується як ротаторне при домінуванні потамофільних і фітофільних видів, за видовим складом, чисельністю і біомасою переважали коловертки (75, 88 і 75 %). Іхтіофауну формували гірчак та бичок пісочник (по 25 %), карась сріблястий (17 %), а також щипавка та бичок кругляк (по 13 %). Переважала екологічна група бентофагів (карась сріблястий та бички).

Аналіз структури планктонних угруповань ділянки р. Горинь у просторовому аспекті показав, що дискретно-континуальний характер формування угруповань відображає наявність екотонів у русло-заплавному комплексі водотоку. Встановлено, що в екотонах, вище та нижче них відбувається перебудова видового складу, домінуючих комплексів угруповань і показників кількісного розвитку. Градієнтно-просторові межі екотонів для угруповань планктону мінливі і регулюються гідрологічними умовами стоку, специфікою гідробіонтів, біотопічною приналежністю та трофічними зв’язками.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод. За ред. В.Д. Романенка. К.: Логос, 2006. 408 с.

Мовчан Ю.В. Риби України (визначник-довідник). Київ, 2011. 420 с.

Afanasyev S.O., Lietytska O.M., Manturova O.V. (2013). Altitude distribution and structural organization of hydrobionts’ communities in the rivers of the mountainous part of the Tisa River basin. Hydrobiological Journal, 49(4), 16–25.

Sereda T.M., Manturova O.V., Usov O.Ye. (2024). Patterns of Phytoplankton and Microphytobenthos Development in Channel Ecotones in the Goryn River. Hydrobiological Journ, 60(1), 28–42.

Transboundary Dniester River basin: ecological state, reference conditions, management. Ed. by S. Afanasyev, O. Manturova. Kyiv: Vaite, 2021. 384 pp.

УДК 582.261./.279
Н.Є. СЕМЕНЮК, В.І. ЩЕРБАК, О.А. ДАВИДОВ, Е.Ш. КОЗІЙЧУК
Інститут гідробіології НАН України
Проспект Володимира Івасюка, 12, Київ 04210, Україна

ЗАСТОСУВАННЯ ТЕОРІЇ МЕТАУГРУПОВАНЬ ДЛЯ ХАРАКТЕРИСТИКИ ФІТОПЛАНКТОНУ, МІКРОФІТОБЕНТОСУ, ФІТОПЕРИФІТОНУ ЯК ЄДИНОЇ АВТОТРОФНОЇ ЛАНКИ ЕКОСИСТЕМ

У гідробіології, як важливій складовій біологічних наук, традиційно чільне місце займало і займає вивчення структурно-функціональної організації водоростевих угруповань, які населяють основні біотопи (локалітети) водних екосистем: пелагіаль, бенталь, плейстон, нейстон, фітообростання різних твердих субстратів, зокрема й вищих водних рослин. Значна увага до водоростевих угруповань зумовлена й тим, що це перші фотосинтезуючі рослини планети, які асимілюють сонячну радіацію та формують потоки енергії до гідробіонтів вищих трофічних рівнів та різних екологічних груп, відповідно, забезпечуючи енергетичний базис не тільки їхньої життєдіяльності, а й колообігу речовин, інтенсивності самоочищення-самозабруднення, формування якості водного середовища та інших процесів, які протікають у водних екосистемах.

Проведений ретроспективний і сучасний аналіз широкого кола наукових альгологічних публікацій показує наявність чітко сформованих диференціацій окремих напрямків досліджень різнотипних водоростевих угруповань фітопланктону, мікрофітобентосу, фітоперифітону. У той же час публікацій, в яких приведені результати їхнього комплексного вивчення, досить мало. Винятком є тільки нечисленні роботи, де наведено біотичні баланси гідроекосистем, у яких, як правило, використовують результати натурних досліджень фітопланктону, тоді як дані стосовно мікрофітобентосу та фітоперифітону отримані розрахунковим шляхом (Odum, 1913; Київське водосховище, 1972, тощо).

Вважаємо, що актуальним напрямком сучасної гідробіологічної науки, який діалектично поєднує різнотипні водоростеві угруповання та дозволяє встановити причинно-наслідкові зв’язки, пояснити не менш важливі процеси, такі як сукцесія, колонізація, обмін видами в просторі та часі – є теорія метаугруповань.

Ця теорія застосовується в біологічних дослідженнях починаючи з 90-х років минулого сторіччя (Leibold et al., 2004).

Вважаємо, що використання основних парадигм теорії метаугруповань може слугувати теоретичним і практичним підґрунтям у проведенні комплексних, паралельних в часі та просторі, досліджень фітопланктону, мікрофітобентосу, фітоперифітону. Це також буде важливим і в біогеографічних, біоценологічних, аут- і синекологічних дослідженнях різнотипних альгоугруповань, особливо в контексті сучасних змін навколишнього середовища: кліматичних, інтенсифікації антропогенних забруднень, евтрофування та інших внутрішньоводоймних процесів.

Доцільно зауважити, що особливо перспективним буде використання теорії метаугруповань при оцінці негативних наслідків для різнотипних водойм і водотоків України від віроломної агресії рф. Не менш актуальним є її застосування і для формування наукових основ стратегії післявоєнного відновлення з подальшою охороною, збереженням і невиснажливим (раціональним) природокористуванням, а також досліджень та мінімізації наслідків «цвітіння» води континентальних і морських шельфових та естуарних екосистем.

Проведені в Інституті гідробіології НАН України (м. Київ) комплексні дослідження альгометаугруповань планктону, бентосу, перифітону, як лотичних, так і лентичних континентальних екосистем дозволили отримати перші результати у вирішенні низки актуальних гідробіологічних питань сьогодення.

Зокрема, це:

– Застосування теорії метаугруповань при комплексному дослідженні взаємозв'язків в системах: планктон « бентос « перифітон, дозволяє більш репрезентативно трактувати роль домінуючих комплексів у структурно-функціональній організації водоростевих угруповань, особливо з урахуванням того, що за високої мінливості та функціональної активності, один і той же вид водоростей може бути як домінантом, так і субдомінантом. Особливо це важливо при характеристиці альгометаугруповання в просторі (зміна локалітетів) так і часі (сезонна динаміка);

– Існують (чи не існують) географічні обмеження у розселенні водоростей у різних районах чи кліматичних зонах;

– Оцінка географічної експансії Cyanobacteria як основних збудників «цвітіння» води. Наприклад, вже встановлено їхнє високе бета-різноманіття (тобто значні відмінності у видовому складі) на прикладі лентичної екосистеми – Київського водосховища (Полісся, зона мішаних лісів) і лотичної – транскордонної річки Західний Буг з допливами (зона широколистяних лісів). Це особливо актуально сьогодні з точки зору глобальних кліматичних змін в Україні, що проявляються в зростанні температури порівняно з кліматичною нормою, та слабоконтрольованого надходження мінерального фосфору, який ще в 70–80 роки минулого століття вважали лімітуючим чинником для розвитку водоростей;

– З огляду на те, що деякі збудники «цвітіння» води з родів *Aphanizomenon, Microcystis* та інші мають здатність накопичувати й виділяти у водне середовище альготоксини, нагальним буде оцінити, чи можлива більш інтенсивна експансія потенційно токсичних водоростей до нових ареалів внаслідок воєнних дій рф;

– Встановлено, що між метаугрупованнями планктону, бентосу, перифітону проходить як прямий, так і зворотній обмін видами за різних абіотичних і біотичних чинників в як у лотичних, так і в лентичних континентальних екосистемах, що є важливим чинником у формуванні біорізноманіття та його сукцесії, особливо в сучасних умовах;

– Доведено, що формування первинної автотрофної ланки – альгометаугруповань відбувається в тримірному просторі. При цьому поєднується взаємообмін видами водоростей як в горизонтальній площині, так і по вертикалі між однорідними локалітетами (наприклад, різні горизонти водної товщі) чи різнотипними – «водна товща « дно», «водна товща « тверді субстрати», «дно « тверді субстрати».

Таким чином, основні парадигми теорії метаугруповань дозволяють вже сьогодні на основі перших отриманих результатів діалектично поєднати вивчення водоростей планктону, бентосу, перифітону як єдиної автотрофної ланки лотичних і лентичних континентальних екосистем, оцінювати причинно-наслідкові зв'язки між ними та розвивати альгологічний напрямок у сучасній гідробіологічній науці.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Киевское водохранилище (1972). Киев: Наук. думка, 460 с.

Leibold, M. A., Hoyoak, M., Mouquet, N., Amarasekare, P., Chas, J. M., Hoopes, M. F., Holt, R. D., Shurin, J. B., Law, R., Tilman, D., Loreau, M., & Gonzalez, A. (2004). The

metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters*, 7, 601–613.

Odum, E.P. (1953). Fundamentals of Ecology. Philadelphia and London: W B. Saunders Co., 384 p.

UDK 582.266(262.5)

V.P. GERASIMIUK, [2]N.V. GERASIMIUK,
Odesa I.I. Mechnikov National University,
st. Dvoryanska, 2, Odesa, 65026, Ukraine
Odesa National Medical University,
lan. Valikhovsky, 2, Odesa, 65082, Ukraine

ALGOLOGICAL STUDIES OF MICROPHYTOBENTHOS OF THE RED SEA

Since ancient times, the Red Sea has always attracted and attracted the attention of many sailors, philosophers, naturalists and scientists with its unique beauty, wide range of colors, distant geographical location, significant transparency (20-40 m) of sea water, tropical climate, great diversity of underwater vegetation and animal life.

The Red Sea or Arabian Gulf lies to the seas of the Indian Ocean and is located between the African continent and the Arabian Peninsula of Eurasia. At night, through the Suet Canal, it connects with the Mediterranean Sea, and in the afternoon, through the Bab el-Mandeb Channel, it connects with the Aden Gulf. The Red Sea stretches from its northern entrance to its northern descent for 1932 km. Its width is 352 km, depth is 2600 m, area is 450 thousand. km^2, water volume – 251 thousand. km^3. There is no river flow in the Red Sea. The salinity of the Red Sea waters fluctuates between 37-41‰, the water temperature is 20-33º C. The level of inflows and outflows is 0.6-1.6 m.

According to O.V. Bilogorskaya (1970), the phytoplankton of the Red Sea was represented by 372 species, of which 161 were dinoflagellates, 129 diatoms, 63 cocolithophores, etc. The checklist of Red Sea macrophytes includes 84 species, among which 25 green, 23 brown, 36 red and 3 species of flower plants are noted (Kalugina-Gutnik, 1971). The works of A. Witkowski, H. Lange-Bertalot, D. Metzeltin (2000) are devoted to the microphytobenthos of the Red Sea; V.P. Gerasimiuk, O.A. Kovtun (2014); V.P. Gerasimyuk (2015); V.P. Gerasimyuk (2019). Thus, in the monograph by Witkowski, H. Lange-Bertalot, D. Metzeltin (2000) 25 are given, in the article by V.P. Gerasimiuk, O.A. Kovtun (2014) – 289, abstracts of V.P. Gerasimyuk (2015) – 87, V.P. Gerasimiuk (2019) – 96 species of microscopic algae. Microphytobenthos is an important ecological group of algae in marine ecosystems, however, unfortunately, there are no comprehensive scientific works in the literature devoted to its study, especially in the Red Sea.

The aim of the work was to study the current state of microphytobenthos of the Red Sea. To achieve this goal, it was necessary to identify the species composition of microphytobenthos algae and analyze its ecological status.

The materials for this work were samples collected in April 2006, November 2007, 2008. in coastal smoothies in macrophyte and mollusks growths, on silt and sandy soils near the sea of Hurghada (Egypt), August 2007. in macrophyte growths near the town of Hadeida (Northern Yemen), December 2013, June 2014, April 2024. in overgrowths of macrophytes, stones, corals, metal rods, on silt and sandy soils near the sea of Sharm el-Sheikh (Egypt). A total of 51 samples were collected, processed and analyzed (24 near Hurghada, 26 near Sharm

el-Sheikh, 5 near Hadeida). The samples were collected using generally accepted methods, including using a light diving equipment.

As a result of the research of the microphytobenthos of the Red Sea, 330 species of microscopic algae were found and identified, which belonged to 110 genera, 55 families, 33 orders, 6 classes, 4 divisions, 2 kingdoms and 2 empires. Of these, 20 were prokaryotes (*Prokaryota*) and 310 species were eukaryotes (*Eukaryota*). The kingdom of bacteria (*Bacteria*) was represented by 20 species, Chromista by 310 species. Representatives of the diatom division (*Bacillariophyta* – 303 species) prevailed over representatives of other divisions (*Cyanobacteria* – 20, *Dinoflagellata* – 5, *Heterokontophyta* – 2).

The most significant contribution to the systematic diversity of algae of the Red Sea was made by the leading families *Bacillariaceae* (36 species), *Mastogloiaceae* (30), *Catenulaceae* (24), *Naviculaceae* (24), *Diploneidaceae* (18), *Cocconeidaceae* (13), *Pleurosigmataceae* (12), *Oscillatoriaceae* (10) and *Licmophoraceae* (9).

The genera *Mastogloia* (30 species), *Nitzschia* (29), *Navicula* (22), *Amphora* (21), *Diploneis* (18), *Cocconeis* (12), *Licmophora* (9), *Pleurosigma* (7), *Achnanthes* (6) and *Lyrella* (6) were found to be the most diverse in terms of species composition in the algal flora of the Red Sea.

Among the new species for the waters of the Red Sea were first identified *Lyngbya aestuarii* Liebman ex Gomont, *Achnanthes fimbriata* (Grunow) Ross, *Cocconeis californica* Grunow, *Fallacia balnearis* (Grunow) Witkowski, Lange-Bertalot, Metzeltin, *Licmophora ovulum* Mereschk., *Rhopalodia gibberula* (Ehrenb.) O. Müll., *Rhoicosphenia marina* (Kütz.) M. Schmidt, *Navicula pontica* (Mereschk.) A. Witkowski, M. Kulikovskiy, E. Nevrova et Lange-Bertalot, *N. menisculus* Schumann, N. witkowskii Lange-Bert, Iserentant et Metzeltin.

Rare floristic findings include *Asteromphalus ralfsianus* (G. Norman) Grunow, *Auliscus sculptus* (W. Sm.) Ralfs var. *egypticus* V. Gerasimiuk, *Anaulus minutus* Grunow, *Biddulphia thuomeyi* (Bailey) Roper, *Terpsinoe americana* (Bailey) Grunow, *Triceratium dubium* Brightwell, *Fragilaria gedanensis* A. Witkowski, *Pseudostaurosira naveana* (R. Le Cohu) E.A. Morales et M.B. Edlund, *Plagiogramma pulcherium* Grev. var. *pygmaeum* (Grev.) Perag., *Climaconeis lorenzii* Grunow, *Toxarium hennedyanum* (W. Greg.) Pelletan, *Grammatophora macilenta* W. Sm., *Hyalosira interrupta* (Ehrenb.) I.N. Navarro, *Rhabdonema minutum* Kütz., *Licmophora remulus* Grunow, *Podocystis americana* Bailey, *Lyrella zanzibarica* (Grev.) V. Gerasimiuk, *Mastogloia affirmata* (Leud. – Fortm.) Cleve, *Biremis ridicula* (Giffen) D.G. Mann, *Brachysira estonarium* A. Witkowski, *Cocconeis britannica* Näegeli ex Kütz., *Cymatosira belgica* Grunow, *Caloneis excentrica* (Grunow) Boyer, *Diploneis incurvata* (W. Greg.) Cleve, *Fallacia nummularia* (Grev.) D.G. Mann, *Haslea nautica* (Cholnoky) Giffen, *Mastoneis biformis* (Grunow) Cleve, *Navicula besarensis* Giffen, *Pinnularia trevelyana* (Donkin) Rabenh., *Amphora gruendleri* Grunow, *A. kujalnitzkensis* (Gusl. et V. Gerasimiuk) V. Gerasimiuk, *A. wisei* (Salah.) Simonsen, *Halamphora cuneata* (Cleve) Levkov, *Entomoneis punctulata* (Grunow) K. Osada et H. Kobayasi, *Hantzschia ucrainica* V. Gerasimiuk, *Bacillaria socialis* (W. Greg.) Ralfs, *Nitzschia bartholomei* Grunow, *N. pseudohybrida* Hust., *Rhopalodia pacifica* Krammer, *Campylodiscus ralfsii* W. Sm., *Surirella hybrida* Grunow and other.

In terms of salinity, marine forms were considered (256 species). It is obvious that they were given salty (47) species. The freshwater species accounted for 27 species, of which halophiles accounted for 22 species, and indifferent species – only 5.

According to the biogeographical expansion, the algal flora of the Red Sea is represented by cosmopolitan (144 species), tropical (90) and boreal (58) groups with boreal-tropical (30), boreal-notal (4), notal-tropical (3) and arctic-boreal.

In the overgrowths of macroscopic algae were found *Cystoseira fibrosa* C. Agardh, *Gelidium crinale* (Hare ex Turner) Gaillon, *Phyllophora crispa* (Hudson) P.S. Dixon, *Neomeris anulata* Dickie, *Polysiphonia biformis* Zanardini, *Rhizoclonium implexum* (Dillw.) Kütz.) outgrowing *Cocconeis scutellum* Ehrenb., *C. krammeri*, *C. schmidtii*, *Climacosphenia moniligera, Licmophora flabellata* (Carnix ex Grev.) C. Agardh, *L. remulus, Rhoicosphenia abbreviata* (C. Agardh) Lange-Bert., *Tabularia tabulata* (C. Agardh) Snoeijs.

On the surface of fine-grained sand were found *Leptolyngbya foveolara*, L. tenuis (Gomont) Anagn. et Komárek, *Amphora angusta*, A. *kujalnitzkensis, Diploneis incurvata, Carinasigma recta, Lyrella lyra* (Ehrenb.) Karaeva, *Plagiotropis lepidoptera* (W. Greg.) Kuntze, *Pleurosigma rigidum, Toxarium undulatum* Bailey, *Nitzschia tubicola*.

On silt were carried *Amphora arcus* W. Greg., *Lyrella lyra* (Ehrenb.) Karaeva, *Mastogloia smithii* Thw., *Epithemia sorex* Kütz., *Campylodiscus clypeus, C. neofastuosus* Ruck et Nakov.

Lyngbya aestuarii (Mert.) Liebm., *Achnanthes adnata* Bory, *Tabularia tabulata, Cocconeis scutellum, Licmophora paradoxa, L. remulus* were identified in the stone overgrowths.

On the surface of the corals were found *Microcystis feldmanii, Chroococcus turgidus* (Kütz.) Nägeli, *Tabularia tabulata, Licmophora remulus, Climacosphenia moniligera* and others. *Calothrix confervicola, C. nidulans, Thalassionema nitzschioides* and others were found in the growths of the railway slats.

The following division was found for the substrates: macrophytes (219 species), mussels (211), sand (205), corals (16), stones (11), metal slats (5).

Of the total number of species found in the coastal waters of the Red Sea near the Hurghada Sea (the middle part of the Red Sea), 301 were identified, near the Sharm el-Sheikh Sea (the northern part) – 97, and near the Hadeida Sea (the southern part) – 25 species of algae.

Lyngbya aestuarii, Fragilaria gedanensis, Pseudostaurosira naveana, Mastogloia angulata, Diploneis incurvata, Trachyneis aspera, Ampora acutiuscula, A. kujalnitzkensis were found near the coast of Sharm el-Sheikh.

In the waters of the Red Sea near Hurghada, *Lyngbya confervoides, Auliscus sculptus* var. *egypticus*, *Triceratium versicolor, Biddulphia tuomeyii, Terpinoë americana, Neofragilaria nicobarica, Opephora krumbeinii, Plagiogramma rhombicum, Climacosphenia moniligera, Cocconeis krammeri, Lyrella zanzibarica, Haslea nautica, Caloneis excentrica, Pinnularia trevellyana, Navicula besarensis, Pleurosigma formosum* var. *balearicum, Hantzshia ucrainica, Campylodiscus decorus* were found.

In the coastal waters near Khabeida, *Paralia sulcata, Thalassiosira decipiens, Ardissonia formosa, Synedra barbatula, Mastogloia cocconeiformis, M. fimbriata, Nitzschia sigmatoformis* var. *subrecta* were found.

A comparative analysis of the taxonomic composition of the Red and Black Seas shows that they are close in species composition, regardless of their differences in hydrochemical and temperature conditions. The number of common species among algae microphytobenthos of the Red (330 species) and Black (525) seas reached 161. The coefficient of similarity of species composition to the Sørensen-Czekanovsky coefficient of the Red and Black seas was 0.42; Jacquard – 0.27.

LIST OF REFERENCES

Belogorskaya E.V. (1970). Qualitative and quantitative distribution of phytoplankton in the Red Sea. Biology of the Sea. Issue. 21. P.133-152. [Rus.].

Gerasimiuk V.P. Species composition of microphytobenthos of the Sharm el-Sheikh coast (Egypt, Red Sea). (2015) Abstract. report VI open congress of phytobiologists of the Black Sea region. Kherson-Lazurne. (May 19). P. 18-21. [Rus.].

Kalugina-Gutnik A.A. (1971). Species composition and geographical distribution of macrophytes of the Red Sea. Benthos of the Red Sea shelf. K.: Naukova Dumka. P. 232-267. [Rus.].

Gerasimiuk V.P. Microphytobenthos of the Red Sea Coast in the Area of Sharm-el-Sheikh. (2019). International Journal on Algae. 2019. Vol. 21, № 2. P. 137-148. https://doi.org./10.1615/InterJAlgae.v21.i2.40

Gerasimiuk V.P., Kovtun O.A. Species Diversity of Microphytobenthos of the Red Sea (Egypt). (2014). International Journal on Algae. Vol. 16, № 1. P. 57-67. https://doi.org./10.1615/InterJAlgae.v16.i1.40

Witkowski A., Lange-Bertalot H., Metzeltin D. (2000) Diatom flora of marine coasts. Icon. Diat. Vol. 7. Ruggell: A.R.G. Gantner Verlag K.-G. 925 p.

УДК [581.526.3:57.012]:627152.154

Т.М. ДЬЯЧЕНКО
Інститут гідробіології НАН України,
Проспект Володимира Івасюка, 12, Київ 04210, Україна

ЗМІНА СТРУКТУРИ МАКРОФІТІВ ПРИ ЗАРЕГУЛЮВАННІ СЕРЕДНЬОЇ РІЧКИ

Зроблено спробу аналізу структури макрофітів на 40 км ділянці р. Ворскла в Сумській області (територія Хухрянського заказника, від впадання р. Охтирка до греблі, збудованої в середині 80-х рр. у с. Куземін).

Дослідження проводилися у вегетаційний сезон 2000 р. прийнятими у гідроботаніці методами (Арсан, Давидов, Дьяченко, 2006). Ділянка для зручності була досить повільно поділена на 6 частин, протяжністю від 4 до 11 км (8, 6, 4, 7, 11, 4), які виділялися як відстань між селами, без урахування характеру берегів та різних руслових форм. Швидкість течії падала від 0,60 км/с на верхній ділянці до 0,00-0,02 км/с біля греблі, прозорість – від 10 до 0,4 м за диском Секи.

В ході спостережень було зустрінуто 49 видів судинних макрофітів, 3 з яких поряд з типовими утворювали занурені еколгічні форми (*Butomus umbellatus* f. vallisnerifolia, *Sagittaria sagittifolia* L. f. vallisnerifolia, Nuphar lutea (L.) Smith f. demersa), а також зелені нитчасті водорості та *Ulva intestinalis* L. Види були віднесені до 7 екологічних груп (Арсан, Давидов, Дьяченко, 2006) (група гігро-гело та гігрофітів налічувала 14 видів). Кількість видів варіювало по ділянках наступним чином: 19 на першої, 26 на другої, 18, 21, 22 та 30 на шостої; змінювалося і співвідношення видів різноманітних екологічних груп.

Аналіз проводився в пакеті програм PAST 4.03 біологічна статистика на флористичному рівні та на рівні екологічних груп рослин. Результати NMDS, яке зазвичай, застосовується для аналізу спорадичних даних, а не у разі регулярних досліджень, показали, що на флористичному рівні зустріті види складають єдиний комплекс (плот), тобто флору р. Ворскла. Відмінності між ділянками помітні, але досить слабкі. Аналіз же на рівні екологічних груп показав, що на цих 40 км чітко простежуються 3 ділянки. Ділянка з річковим режимом (1 та 2 частини), де переважають занурені вкорінені види та екологічні форми, також багато видів повітряно-водних

рослин і гігро-гело та гігрофітів. Приплотинна, зарегульована ділянка (5 та 6 частини), характеризується переважанням повітряно-водних, занурених вкорінених видів, видів вкорінених рослин з плаваючими листками та вільно-плаваючих. Дві ділянки (3 та 4) займають проміжне положення.

Таким чином, проведений аналіз показав, що при екологічних розвідках у деяких випадках краще використовувати не видовий, а екологічний склад флори, і що навіть спорадичні дані про структуру макрофітів дозволили виявити вплив зарегулювання на екосистему річки. Спеціально ж проведені дослідження дозволять розширити ці уявлення.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Арсан О.М., Давидов О.А., Дьяченко Т.М., Євтушенко М.Ю., Жукинський В.М.,Кирпенко Н.І. та ін. (2006). Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод. За ред. В.Д. Романеска. НАНУ: Ін-т гідробіології. К: Логос, 38-58.

УДК 502.3/.7:504.4/574.5

Г.Л. ГОНЧАРОВ[1,2], А.А. АТЕМАСОВ[1,2]

[1 -] Харківський національний університет імені В.Н. Каразіна,
майдан Свободи, 4, м. Харків, 61022, Україна

[2 -] НПП «Гомільшанські ліси», вул. Адміністративна, 25, м. Зміїв, 63404, Україна

ДОСВІД ДОСЛІДЖЕННЯ ПІДВОДНОГО АКУСТИЧНОГО ЛАНДШАФТУ У ВОДНИХ ОБ'ЄКТАХ БАСЕЙНУ СІВЕРСЬКОГО ДІНЦЯ

Екоакустика - нова міждисциплінарна наука, яка досліджує природні та антропогенні звуки, а також їх взаємозв'язки з навколишнім середовищем у різних вимірах часу і простору (Ecoacoustics…, 2017). Екоакустика значною мірою покладається на дані, зібрані автономними реєстраторами протягом значних періодів часу, і тому повинна використовувати автоматичні або напівавтоматичні методи аналізу, зокрема акустичні індекси та класифікацію сигналів (Linke et al, 2022).

Пасивний акустичний моніторинг (PAM) - новий метод, що вже широко застосовується в наземних умовах та використовує звуки для дослідження навколишнього середовища. Ключовими перевагами методу є його неінвазивний характер, можливість автономних та тривалих записів та можливість застосування акустичних індексів для їх аналізу. Ці індекси - числові узагальнення звукової енергії, що міститься в цифрових аудіозаписах - є відносно простим та швидкими в обчисленні, але можуть бути складними для інтерпретації. (Desjonquères et al, 2019; Bradfer-Lawrence et al., 2023)

Підводний пасивний екологічний моніторинг представляє цінний і багато в чому недосліджений підхід до моніторингу прісноводних екосистем, надаючи інформацію про ключові екологічні елементи водного середовища - риб, макробезхребетних, фізико-хімічні процеси, а також дані про рівні антропогенного шуму та звуки, що видаються водними рослинами. (Linke et al., 2018).

Нами протягом 2023-2024 років зібрано первинний матеріал для подальшого аналізу як звукового ландшафту, так і для ідентифікації звуків у підводному середовищі. Для запису аудіофайлів використовувались нещодавно розроблені, але вже протестовані у польових умовах (Lamont et al., 2022) прилади HydroMoth від Open Acoustic Devices (https://www.openacousticdevices.info/audiomoth).

Записи здійснювались у прибережній зоні водних об’єктів переважно на глибинах до 1,5 метри, з розташуванням приладу у 30-60 см від поверхні води. Дослідження здійснювались на русловій ділянці річки Сіверський Донець, на озерах (старицях) та затоках у його заплаві у межах Національного природного парку «Гомільшанські ліси» та на Печенізькому водосховищі. Періоди експозиції коливались від 2-3 діб до 3 тижнів, з тривалістю запису аудіофайлу від 1 хвилини кожних 5 хвилин до 55 секунд кожної хвилини періоду експозиції. Частотний діапазон записаних звуків становив від 0 до 24 кГц. Усього отримано близько75 діб (634 Гб) запису акустичного ландшафту.

Для кожного аудіофайлу було розраховано 6 найбільш вживаних у екоакустичних дослідженнях акустичних індексів, придатність яких була доведена численними науковими публікаціями стосовно аналізу акустичного ландшафту у наземному середовищі, для умов якого вони власне і були запропоновані, але адекватність відображення ними особливостей підводного акустичного ландшафту, принаймні для прісних вод, поки що не знайшла належного відображення у науковій літературі:

- Індекс акустичної складності (Acoustic Complexity Index, ACI) було створено для кількісного визначення вокалізації птахів шляхом обробки інтенсивності, зареєстрованої в аудіофайлах (Farina & Morri, 2008; Pieretti et al., 2011). Формула ACI розроблена на основі припущення, що біотичні звуки характеризуються внутрішньою мінливістю інтенсивності, тоді як створюваний людиною шум має постійні значення інтенсивності;

- Індекс акустичної різноманітності (Acoustic Diversity Index, ADI) розраховується як індекс Шеннона з використанням часток сигналів у кожному частотному інтервалі вище порогового значення (Pijanowski et al., 2011a, 2011b; Villanueva-Rivera et al., 2011);

- Індекс рівності звуку (Acoustic Evenness Index, AEI) оцінює різноманітність звуків за допомогою індексу Джині (Villanueva-Rivera et al., 2011);

- Індекс нормалізованої різниці звукового ландшафту (Normalized Difference Soundscape Index, NDSI) оцінює рівень антропогенного навантаження, розраховуючи співвідношення біофонії та антропофонії (Kasten et al., 2012);

- Індекс акустичної ентропії (Acoustic Entropy Index, H) є похідним спектральної та часової ентропій, вважається аналогом індексу різноманітності Шеннона (Sueur et al., 2008);

- Біоакустичний індекс (Bioacoustic Index, BI), розраховується як площа під середнім спектром частот (Boelman et al., 2007), вищі значення вказують на більшу диспропорцію між найгучнішим і найтихішим діапазонами;

Індекси було розраховано за допомогою пакету soundecology для R (Villanueva-Rivera, Pijanowski, 2018). Подальша обробка отриманих індексів здійснюється у напрямку виявлення часових і просторових відмінностей акустичного ландшафту.

Крім того, отримано аудофайли та сонограми звукових сигналів, що продукуються певними видами живих організмів, у разі успішної ідентифікації яких планується поповнення міжнародних онлайн-баз акустичних даних, на зразок The Freshwater Sounds Archive (https://fishsounds.net/freshwater.js).

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Boelman N.T., Asner G.P., Hart P.J., Martin R.E. (2007). Multi-trophic invasion resistance in Hawaii: bioacoustics, field surveys, and airborne remote sensing. Ecological Applications, 17, 2137-2144.

Bradfer-Lawrence T., Desjonqueres C., Eldridge A., Johnston A., Metcalf O. (2023) Using acoustic indices in ecology: Guidance on study design, analyses and interpretation. Methods in Ecology and Evolution, 14, 2192–2204. https://doi.org/10.1111/2041-210X.14194

Desjonquères C., Gifford T., Linke S. (2019) Passive acoustic monitoring as a potential tool to survey animal and ecosystem processes in freshwater environments. Freshw. Biol.: 1–13. https://doi.org/10.1111/fwb.13356

Ecoacoustics: the ecological role of sounds / edited by A. Farina, S.H. Gage (2017). First edition. Hoboken, NJ: John Wiley & Sons, Inc., 355 p.

Farina A., Morri D. (2008). Source-sink e eco-field: ipotesi ed evidenze sperimentali. Atti del X congresso nazionale della SIEP-IALE // Ecologia e governance delpaesaggio: esperienze e prospettive. Bari, P.365–372.

Kasten E.P., Gage S.H., Fox J., Joo W. (2012). The Remote Environmental Assessment Laboratory's Acoustic Library: An Archive for Studying Soundscape Ecology. Ecological Informatics, 12, 50-67.

Lamont T.A., Chapuis L., Williams B., Dines, S., Gridley T., Frainer G., Fearey J., Maulana P.B., Prasetya M.E., Jompa J., Smith D.J. (2022) HydroMoth: Testing a prototype low-cost acoustic recorder for aquatic environments. Remote. Sens. Ecol. Conserv. doi: 10.1002/rse2.249.

Linke S., Desjonqueres C., Gifford T., Barclay L. (2022) Freshwater ecoacoustics - a new addition to the limnologists' methods toolkit, in: Mehner T., Tockner K. (Eds.), Encyclopedia of Inland Waters (Second Edition). Elsevier, Oxford, 657-666.

Linke S., Gifford T., Desjonquères C., Tonolla D., Aubin T., Barclay L., Karaconstantis C., Kennard M.J., Rybak F., Sueur J. (2018) Freshwater ecoacoustics as a tool for continuous ecosystem monitoring. Front. Ecol. Environ., 16(4), 231-238. doi: 10.1002/fee.1779

Pieretti N., Farina A., Morri D. (2011). A new methodology to infer the singing activity of an avian community: The Acoustic Complexity Index (ACI). Ecological Indicators, 11, 868-873.

Pijanowski B.C., Farina A., Gage S.H., Dumyahn S.L., Krause B.L. (2011a). What is soundscape ecology? An introduction and overview of an emerging new science. Landscape Ecology, 26, 1213-1232.

Pijanowski B.C., Villanueva-Rivera L.J., Dumyahn S., Farina A., Krause B., Napoletano B., Gage S., Pieretti N. (2011b). Soundscape Ecology: The Science of Sound in Landscapes. BioScience, 61, 203-216.

Sueur J., Pavoine S., Hamerlynck O., Duvail S. (2008). Rapid acoustic survey for biodiversity appraisal. PloS One, 3(12), e4065.

Villanueva-Rivera L.J., Pijanowski B.C., Doucette J., Pekin B. (2011). A primer of acoustic analysis for landscape ecologists. Landscape Ecology, 26, 1233-1246.

Villanueva-Rivera L., Pijanowski B. (2018). Soundecology: Soundscape Ecology. R package version 1.3.3. https://CRAN.R-project.org/ package=soundecology.

УДК 594.38:591.122+543.395(477.282)
Ю.В. ІКОННІКОВА, А.П. СТАДНИЧЕНКО
Житомирський державний університет імені Івана Франка
вул. Велика Бердичівська, 40, Житомир 10008, Україна

ВПЛИВ СИНТЕТИЧНИХ МИЮЧИХ ЗАСОБІВ НА ПОВЕРХНЕВЕ ДИХАННЯ АЛОВИДІВ *PLANORBARIUS* (SUPERSPECIES) *CORNEUS* SENSU LATO (MOLLUSCA: GASTROPODA: PLANORBIDAE) ГІДРОМЕРЕЖІ УКРАЇНИ

На сьогодні в Україні однією з найбільш актуальних екологічних проблем є збереження водних ресурсів. Надходження полютантів до різних типів водойм спричиняє потенційну небезпеку гідробіонтам і перетворює їх водне середовище на токсичне. До числа таких забруднювачів відносять синтетичні поверхнево-активні речовини (СПАР), які надходять у водні об'єкти з господарсько-побутовими (синтетичні миючі засоби) і промисловими стічними водами (нафтова і хімічна промисловість) (Дудник, Євтушенко, 2013). Вони впливають на фізико-хімічні особливості води (поява гіркого смаку і специфічного запаху), порушують її гідрохімічний режим та здійснюють пряму токсичну дію на водних мешканців (Савлучинська та ін., 2013; Logeswari et al., 2021; Toledo et al., 2021; Бабич, Стадниченко, 2022; Іконнікова, Овод, 2023). У своєму складі СМЗ місять хімічні компоненти, такі як фосфати, неіоногенні аніонні ПАР, які потрапляючи у водні системи можуть спричинити евтрофікацію води, що призведе до зростання водоростей і зниження рівню кисню, доступного для споживання водними мешканцями. За хронічної дії вищезазначені токсиканти здатні накопичуватися в органах тварин та виснажувати їх організм. Гранично допустима концентрація СПАР у водоймах комплексного призначення становить 0,5 мг/л, у рибогосподарських – 0,1 мг/л (Дудник, Євтушенко, 2013).

Об'єктом нашого дослідження слугував надвидовий комплекс *Planorbarius* (superspecies) *corneus* sensu lato, який у гідромережі України представлений двома генетичними аловидами-вікаріантами – «західним» і «східним», які просторово розмежовані один від одного зоною інтрогресивної гібридизації. Вони різняться між собою морфологічними, анатомічними, хорологічними та екологічними особливостями (Гарбар, 2006; Бабич, 2021; Бабич, Стадниченко, 2022). Наразі недостатньо вивчено питання про вплив ПАР на пряме дифузне дихання вищезгаданих аловидів.

Мета дослідження – з'ясувати вплив різних синтетичних миючих засобів («Teo Bebe» і «Друг») на значення показника поверхневого дихання аловидів витушки рогової.

Матеріал – 120 екз. *P. corneus* s. lato, зібраних уручну в серпні 2022 року: з них 60 екз. аловиду «західного» із р. Случ (смт. Миропіль Житомирської обл.) і 60 екз. аловиду «східного» із р. Псел (с. Білоцерківка Полтавської обл.). У лабораторії тварин було піддано аклімації протягом 14 діб. Токсикологічний дослід виконано згідно основної методики (Uvayeva et al., 2022). Умови експерименту: температура води – 20–21°C, pH – 7,6–8,0, оксигенізація – 7,8–8,1 мг O_2/дм^3. Як токсиканти застосовано СМЗ – фосфатний «Teo Bebe» (ТМ «Teo Bebe», Болгарія) і безфосфатний «Друг» (ТМ «Друг», Україна) у концентраціях 10, 20, 30, 40, 50 мг/л. Для приготування розчинів використовували попередньо відстояну (2 доби) воду із водогінної мережі м. Житомира. Експозиція – 7 діб.

Значення показника поверхневого дихання досліджених витушок визначали за методикою (Uvayeva et al., 2022). Одержані результати експерименту було оброблено методами базової варіаційної статистики.

З'ясовано, що значення показника дифузного дихання аловидів витушки рогової змінюються у прямій залежності від концентрації застосованих токсикантів, які статистично вірогідно зростають у межах їх від 10 до 30 мг/л включно і різко знижуються за 40 і 50 мг/л (Рис. 1).

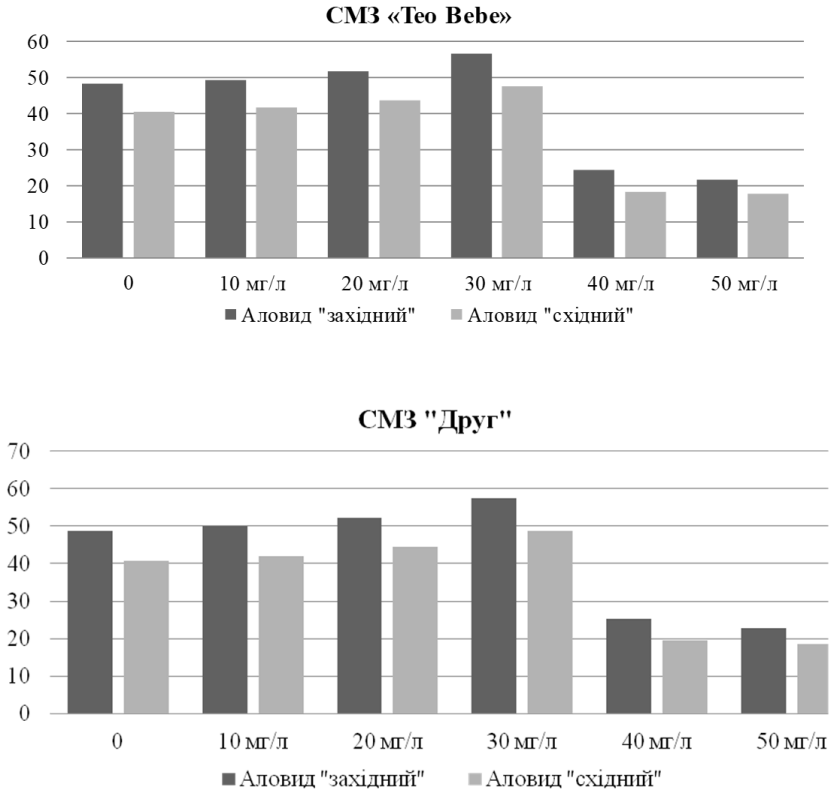

Рис. 1. Вплив різних синтетичних миючих засобів на значення дифузного дихання *P.* (superspecies) *corneus* s. lato.

За концентрації 10 мг/л використаних детергентів значення поверхневого дихання в обох аловидів витушки було близьким до рівня норми. Це відповідає найпершій і найдовшій із фаз патологічного процесу – латентній. У піддослідних тварин спостерігалася байдужість до впливу токсичного середовища, яка реєструвалася відсутністю змін у їх руховій та кормовій активності.

Піднесення концентрацій СМЗ «Teo Bebe» і «Друг» від рівня 20 до 30 мг/л призвело до збільшення значення досліджуваного показника в аловидів *P. corneus* s. lato у середньому в 1,1–1,2 рази ($p \leq 0,05$). При цьому в об'єктів дослідження відмічено активацію рухової та кормової поведінок, що дозволяло їм зберігати їх життєспроможності протягом тривалого часу. Це свідчить про перебіг у них наступної фази отруєння – стимуляції.

Збільшення концентрацій застосованих токсикантів до рівня 40 і 50 мг/л спричиняло у піддослідних витушок розвиток гострого отруєння. Воно супроводжувалося стрімким перебігом однієї за одною кінцевих фаз патологічного процесу, а саме: депресивної, сублетальної і летальної. Виживаність особин, позбавлених можливості здійснення легеневого дихання, у аловиду «західного»

зменшувалась в 2,0–2,1, а у аловиду «східного» – в 2,1–2,2 рази ($p \leq 0,001$). Смертність особин наступала внаслідок асфіксії, зумовленою руйнацією респіраторного покривного епітелію.

Встановлено, що отримані значення досліджуваного показника поверхневого дихання за впливу різних СМЗ свідчать, що аловид «східний» є більш чутливим і менш витривалим до дії цих полютантів порівняно з аловидом «західним». Це може бути пов'язано з різними кліматичними умовами їх поширення на території України. У межах ареалу аловиду «східного» вони більш посушливі.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Бабич Ю. (2021). Аловиди *Planorbarius corneus* s. lato (Mollusca, Gastropoda, Pulmonata, Bulinidae) поверхневих вод України. Проблеми та перспективи розвитку біологічної освіти: зб. наук. пр. Переяслав. С. 110–113.

Бабич Ю.В., Стадниченко А.П. (2022). Вплив фосфатного миючого засобу «Savex» на показники легеневого дихання аловидів *Planorbarius corneus* s. lato (Mollusca, Gastropoda, Pulmonata, Planorbidae) гідромережі України. Біологічні дослідження – 2022: зб. наук. пр. Житомир: ПП «Євро-Волинь». С. 79–81.

Гарбар Д.А. (2006). Молюски роду Planorbarius (Gastropoda, Pulmonata, Bulinidae) фауни України: аналіз морфологічних, каріологічних і генетичних ознак: автореф. дис. … канд. біол. наук. Київ, 21 с.

Дудник С.В., Євтушенко М.Ю. (2023). Водна токсикологія: основні теоретичні положення та їхнє практичне застосування: навч. посіб. Київ: Вид-во Укр. фітосоціол. центру, 2013. 297 с.

Іконнікова Ю., Овод М. (2023). Вплив фосфатного миючого засобу «Teo bebe» на показники легеневого дихання аловидів *Planorbarius corneus* s. lato (Mollusca, Gastropoda, Pulmonata, Planorbidae). Збірник тез доповідей наукової конференції викладачів та молодих науковців Житомирського державного університету імені Івана Франка з нагоди Днів науки : збірник тез доповідей (електронне видання). Житомир: ЖДУ ім. І. Франка. С. 266–270.

Савлучинська М.О., Горбатюк Л.О., Платонов О.М., Пасічна О.О., Бурмістренко С.П., Кукля І.Г., Каглян Н.М., Арсан О.М. (2013). Фосфор мийних засобів та його вплив на водяні організми (огляд). Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка. Серія Біологія. Т. 56, № 3. С. 119–125.

Logeswari D., Kandhasamy K., Majeeth F.A., Rajasekara P.M., Sharmila B.G. (2021). Effect of sub-lethal concentrations of commercial detergents on the protein content of selective freshwater fishes. Bulletin of Pure & Applied Sciences-Zoology. Vol. 40a, No1. P. 127–139.

Toledo N.A.B., Contreras C.H., Corredor C.A.A., Pérez C.A.R. (2021). Effect of biodegradable detergents on water quality. Natural Volatiles and Essential Oils. Vol. 8, No 5. P. 12080–12095.

Uvayeva O.I., Stadnychenko A.P., Babych Yu.V., Andriychuk T.V., Maksymenko Yu.V., Vyskushenko D.V., Ignatenko O.O., Pinkina T.V. (2022). Influence of some heavy metals to the pulmonary and direct diffusive respiration of the great ramshorn *Planorbarius corneus* allospecies (Mollusca: Gastropoda: Planorbidae) from the Ukrainian river system. Ecologica Montenegrina. Vol. 52. P. 49–59.

УДК 591.524.12
К.О. ДОМБРОВСЬКИЙ, Р.С. ПОПОВ
Запорізький національний університет
вул. Жуковського, 66, Запоріжжя 69600, Україна

ЗООПЛАНКТОН ШТУЧНИХ ВОДОЙМ МІСТА ЗАПОРІЖЖЯ (НА ПРИКЛАДІ ПАРКУ «ВОЗНЕСЕНІВСЬКИЙ»)

Ландшафтний парк «Вознесенівський» – територія зеленої зони міста Запоріжжя, загальною площею 4,5 га. У його межах розміщено два штучних ставка. Основна функція парку – місце відпочинку міського населення (рекреаційна). Парк розташований у центральному районі міста (Вознесенівському) біля Набережної магістралі та поблизу р. Дніпро. Метою досліджень було з'ясувати стан зоопланктонних угруповань й оцінити сапробіологічний стан водойм за індикаторними організмами зоопланктону.

Гідробіологічний матеріал відбирали й опрацьовували згідно з загальноприйнятими методиками (Арсан, Давидов, Дьяченко, Євтушенко, Жукинський, Кирпенко та ін., 2006). Проби зоопланктону відбирали кількісною сіткою Апштейна середня модель (через сітку фільтрували 100 л води). Дослідження проводили в травні 2023 року.

У досліджуваних гідроекоситемах виявлено 23 таксономічні одиниці зоопланктону, які належать до шести систематичних груп. Серед визначених гідробіонтів 12 видів відносяться до класу *Rotifera*, що становить 52,17% від загального числа видів. Із ракоподібних підряду *Cladocera* виявлено 5 видів (21,74%), ряду *Copepoda* – 2 види (8,69%). Інші чотири види, що належать до трьох систематичних груп (остракоди, нематоди та личинки двокрилих) становили 17,40% від загального числа видів. Виявлені види із трьох головних систематичних груп зоопланктону (коловертки, гіллястовусі та веслоногі ракоподібні) – переважно ставові форми, які можуть траплятися у ріках та озерах. Вони витримують значні зміни чинників довкілля, зокрема істотні коливання температур та pH середовища, частина з них є витривалою до підвищеного вмісту розчиненого кисню та органічних речовин. Найбільш представленими виявились роди *Brachionus, Keratella, Trichocerca* (коловертки); *Alona* (гіллястовусі рачки). Вперше видовий склад зоопланктону досліджуваних ставків урбанізованої території міста ми досліджували в 2019 році, який представлений у роботі (Шульгіна, Домбровський, 2019).

В угрупованнях зоопланктону досліджених штучних ставків було виявлено 12 спільних видів: коловерток – 7 таксонів; гіллястовусих раків – 2 таксони; веслоногі ракоподібні, нематоди та личинки хірономід представлені по одному виду.

Зоопланктон першого ставку парку складався із 15 видів та форм гідробіонтів із п'яти систематичних груп. Найбільшою кількістю видів були представлені коловертки 9 таксонів, гіллястовусі рачки – 3 видами, інші систематичні групи (веслоногі ракоподібні, нематоди та личинки двокрилих) були представлені по одному виду, відповідно.

У першій декаді травня температура води першого ставку становила 21−22°С. Угруповання зоопланктону водойми в цей період складалось із 11 таксономічних одиниць, які належать до чотирьох систематичних груп. Серед яких коловерток – 6 видів, гіллястовусих рачків – 3 види, інші групи (веслоногі ракоподібні та нематоди) були представлені по одному виду. Зоопланктон у першій декаді травня характеризувався середніми кількісними показниками. Чисельність зоопланктону коливалась у межах від 3900 екз/м^3 до 6900 екз/м^3, головним чином за рахунок розвитку

коловерток, а саме *Keratella ticinensis*. Біомаса дослідженого зоопланктону також була невисокою і складала 15,7 мг/м^3, головним чином за рахунок розвитку гіллястовусих та веслоногих рачків.

Зоопланктон першого ставку у третій декаді травня складався із 10 видів гідробіонтів. Найбільшою кількістю видів були представлені коловертки 5 таксонів, гіллястовусі рачки – 2 видами, інші систематичні групи (веслоногі ракоподібні, нематоди та личинки двокрилих) були представлені по одному виду. Чисельність зоопланктону в цей період коливалась у межах від 5400 екз/м^3 до 18600 екз/м^3, головним чином за рахунок розвитку веслоногих рачків *Cyclops strenuus strenuus* та незрілих стадій веслоногих рачків – *Nauplii*. Біомаса зоопланктону дослідженої водойми характеризувалась високими показниками та коливалась у межах від 27,6 мг/м^3 до 208,8 мг/м^3. Температура води дослідженої водойми трохи знизилась та становила 19−20°С.

В цілому у травні середня чисельність та біомаса зоопланктону першого штучного ставка ландшафтного парку «Вознесенівський» становила – 9300 екз/м^3 та 65,8 мг/м^3, відповідно. Середня індивідуальна біомаса організму зоопланктону для дослідженої штучної водойми у цілому складає 0,007 мг/м^3, що характерно для водойм евтрофного типу.

Зоопланктон другої штучної водойми парку складався із 20 видів та форм гідробіонтів із шести систематичних груп. Найбільшою кількістю видів були представлені коловертки 10 таксонів, гіллястовусі рачки – 4 видами, веслоногі ракоподібні та остракоди – по 2 таксони, інші систематичні групи (нематоди та личинки двокрилих) були представлені по одному виду.

У першій декаді травня зоопланктон другого штучного ставку складався із 17 таксономічних одиниць, які належать до шести систематичних груп. Серед визначених гідробіонтів коловерток – 8 видів, гіллястовусих рачків – 4 види, нематоди – 1 видом, веслоногі ракоподібні та остракоди представлені двома таксонами, відповідно.

Кількісні показники зоопланктону дослідженого ставку у зазначений період коливались у певних межах. Так чисельність зоопланктону на різних ділянках водойми коливалась у межах від 2400 екз/м^3 до 16800 екз/м^3. Біомаса дослідженого зоопланктону також змінювалась у широких межах і коливалась у межах від 6,90 мг/м^3 до 166,05 мг/м^3. Високі показники чисельності та біомаси зоопланктону другого ставку на певних його ділянках спостерігалися через розвиток гіллястовусих ракоподібних, а саме – *Ephemeroporus barroisi* та *Alona rectangular*.

У третій декаді травня зоопланктон другого штучного ставку складався із 11 таксономічних одиниць, які належать до п’яти систематичних груп. Серед визначених гідробіонтів коловерток – 6 видів, гіллястовусих рачків – 2 види, нематоди, веслоногі ракоподібні та личинки хірономід були представлені по одному виду. Чисельність зоопланктону в цей період коливалась у межах від 5400 екз/м^3 до 12600 екз/м^3. Біомаса зоопланктону дослідженої водойми коливалась у межах від 14,4 мг/м^3 до 149,9 мг/м^3. Температура води дослідженої водойми у третій декаді травня становила 18°С.

В цілому у травні середня чисельність та біомаса зоопланктону другого штучного ставку парку «Вознесенівський» становила – 8700 екз/м^3 та 62,03 мг/м^3, відповідно. Середня індивідуальна біомаса організму зоопланктону дослідженого штучного ставку у цілому складає 0,007 мг/м^3, що характерно для водойм евтрофного типу.

Санітарний стан водойм з’ясовували за допомогою індексу сапробності Пантле-Бука, для цього використовували індикаторні організми сапробності води, які відомі із літературних джерел. В зоопланктоні досліджених штучних водойм в цілому було виявлено 12 видів гідробіонтів, які служать індикаторами сапробності води. Серед цих

індикаторних видів 8 (66,7%) – відносяться до олігосапробів, 4 (33,3%) – відносяться до β-мезосапробів. Серед виявлених 12 видів сапробіонтів 9 (75%) таксонів відносяться до коловерток, 2 (16,7%) види – до гіллястовусих рачків та веслоногі ракоподібні були представлені 1 (8,3%) таксоном. Якість води на обох штучних ставках протягом досліджуваного періоду змінювалась у межах від α-олігосапробної до β'-мезосапробної зони. Значення індексу сапробності у першому ставку змінювались у межах 1,53−2,05, а у другому ставку коливались у межах 1,38−1,98. Це відповідає за ступенем чистоти води II класу якості води – «чиста» та 2-й і 3-й категоріям якості води – «чиста» і «досить чиста». За трофністю штучні водойми класифікуються як мезотрофні (Арсан, Давидов, Дьяченко, Євтушенко, Жукинський, Кирпенко та ін., 2006).

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Арсан, О. М., Давидов, О. А., Дьяченко, Т. М., Євтушенко, М. Ю., Жукинський, В. М., Кирпенко, Н.І. та ін. (2006). Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод. За ред. В. Д. Романенка. НАНУ: Ін-т гідробіології. К. : Логос. 408 с.

Шульгіна К., Домбровський К.О. (2019). Зоопланктон штучних водойм ландшафтного парку «Вознесенівський» м. Запоріжжя. Матеріали VI Всеукраїнської науково-практичної Інтернет-конференції молодих учених, магістрантів та студентів підсумками наукових досліджень 2018 року «Інноваційні агротехнології». Мелітополь : ТДАТУ, 2019. Випуск VI., С. 53−55.

УДК 574 (282.247.05)

К.С. КАЛАШНІК, І.В. ШЕВЧЕНКО, Г.М. МІНАЄВА, А.М. КУЧЕРЯВА
Інститут морської біології НАН України
вул. Пушкінська, 48, Одеса 65048, Україна

ВПЛИВ ФАКТОРІВ СЕРЕДОВИЩА НА ФОРМУВАННЯ УГРУПОВАНЬ ГІДРОБІОНТІВ РІЗНОТИПНИХ ВОДОЙМ ПОНИЗЗЯ ДНІПРА ДО КАХОВСЬКОЇ КАТАСТРОФИ

Заплавні водойми пониззя Дніпра представлені великою кількістю різнотипних водних об'єктів. Незважаючи на численні дослідження, проведені в даному районі, та розгорнуті описи окремих водойм (Алексенко та ін., 2011; Овечко та ін., 2015) або окремих елементів їх біотичної та абіотичної складової (Коржов, Мінаєва, 2014; Korzhov, Kucheriava, 2018; Алексенко, Шевченко, 2021), лишається ще багато аспектів, що потребують додаткового висвітлення. Особливо гостро це питання постало після подій Каховської катастрофи, яка кардинальним чином вплинула на гідрологічні процеси в пониззі Дніпра (Korzhov, 2024), лишивши в минулому той стан естуарної екосистеми, що сформувався після побудови Каховської ГЕС. Базуючись на матеріалах, зібраних в період до вищезгаданої події, нами було проаналізовано вплив факторів середовища на формування окремих угруповань гідробіонтів у різнотипних водоймах пониззя Дніпра.

Для досліджень були обрані типові водойми пониззя Дніпра, які відрізняються між собою за інтенсивністю зовнішнього водообміну, а саме: Сабецький лиман – з інтенсивним водообміном, озеро Кругле – з помірним, озеро Закітне – зі сповільненим. Зовнішній водообмін є одним із важливіших чинників, що впливає на життєдіяльність гідробіонтів у водоймах пониззя Дніпра. Від його інтенсивності також залежить очищення водойм від накопиченого мулу, відмерлих залишків вищої водної рослинності, що впливає на їхній екологічний стан.

Угруповання фітопланктону. Таксономічне різноманіття фітопланктону у водоймах пониззя Дніпра складали водорості 8 відділів. В більшості з них основу флористичного спектру (ФС) формували Bacillariophyta (36%), Chlorophyta (32%), Cyanoprokaryota (25%), значно меншою кількістю представлені Euglenophyta (6%) і Dinophyta (1%), а Chrysophyta, Cryptophyta, Xanthophyta спорадично відмічались в окремих водоймах.

Отримані в період дослідницьких робіт дані показали, що для водойм з інтенсивним і уповільненим водообміном характерні низькі показники ПВБ (24–28 ВВТ), рясності (0,8–2,9 млн. кл·дм$^{-3}$), біомаси (0,684–0,759 мг·дм^{3}), домінування діатомової флори у формуванні таксономічної структури (40–55% ФС) і низький відсоток синьозеленої (9–15%), а також переважання діатомей у складі біомаси водоростей (53–55%). Зміна міжсезонних кількісних показників відбувалася у вузькому діапазоні: 0,5–5,6 млн. кл·дм$^{-3}$ і 0,176–1,437 мг·дм$^{-3}$. У водоймі з інтенсивною зміною водних мас різкі коливання рівня води (від 0,3 до 1,5 м) сприяли розвитку діатомової флори, пристосованої до турбулентних умов водного потоку і, певною мірою, гальмували розвиток лімнофільної флори, в першу чергу, цианід. Домінування діатомової флори у водоймі з уповільненим водообміном обумовлене попаданням в товщу води епіфітних водоростей, що масово розвивалися в обростаннях вищої водної рослинності, яка покривала майже всю площу водного дзеркала з травня до вересня, значно уповільнювала течію і сприяла формуванню застійних зон із дефіцитом кисню і накопиченням органічних речовин. В таксономічній структурі фітопланктону частка евгленових водоростей порівняно з іншими водоймами була найбільшою (11%). Водна рослинність з плаваючим листям суттєво знижувала проникнення світла в товщу води і негативно впливала на розвиток зелених і синьозелених водоростей.

Максимально високі кількісні показники альгофлори відмічені у водоймі з помірним водообміном: ПВБ – 35 ВВТ, чисельність – 24,9 млн. кл·дм$^{-3}$ (коливання міжсезонних величин 0,2–58,9 млн. кл·дм$^{-3}$), біомаса – 5,508 мг·дм$^{-3}$ (0,223–10,684 мг·дм$^{-3}$). В озері спостерігалося різке зростання показників розвитку рослинного планктону від весни до літа (чисельності майже в 300, біомаси – в 48 разів) завдяки інтенсивній вегетації синьозелених водоростей, розвиток мікрофлори влітку досягав рівня інтенсивного “цвітіння”, а в структурі біомаси 48% належло цианідам. Флористичний спектр формували зелені (35%), діатомові і синьозелені водорості (по 26%). Загалом, добра проточність у водоймі формує сприятливий для водних екосистем баланс органічних речовин, які продукуються тут і надходять ззовні. Це створює умови для активного розвитку різноманітної мікрофлори, не зважаючи на антропогенне навантаження, обумовлене розташуванням в безпосередній близькості до м. Херсон і розбудованими на берегах протоки дачами.

Угруповання бактеріопланктону. Встановлено залежність розвитку бактеріопланктону у водоймах пониззя Дніпра від інтенсивності зовнішнього водообміну. Вона не носить прямого характеру, а діє опосередковано через кількість і якість органічної речовини, основним джерелом якої є фітопланктон і стоки різного походження. Також розвиток бактеріопланктону має яскраво-виражений сезонний характер. Збільшення кількості бактеріопланктону у літній період в значній мірі зумовлено розвитком фітопланктону, який забезпечує бактерії органічною речовиною в процесі своєї життєдіяльності та деструкції, взаємини бактерій і водоростей змінюються на різних етапах вегетації останніх.

В процесах самоочищення та формування якості води приймають участь всі групи мікроорганізмів, але група сапрофітних бактерій (СБ), є більш чутливою до забруднення

водойми біохімічно-рухливими органічними сполуками, ніж бактеріопланктон в цілому, і відіграє вирішальну роль у самоочищенні водойми.

Інтенсивний зовнішній водообмін у водоймах впливає на сезонну динаміку розвитку бактерій таким чином, що максимальні показники спостерігається весною через привнесення течією органічної речовини з вище розташованих водних об'єктів та прилягаючих територій. Високі показники сапрофітних бактерій (18,0 тис. кл·мл$^{-3}$) навесні свідчать про активність мікробіологічних процесів деструкції органічної речовини (самоочищення) за умови достатнього зовнішнього водообміну у водоймі.

Водоймам з помірним зовнішнім водообміном притаманний розвиток фітопланктону різної інтенсивності. Максимальна кількість бактерій найчастіше спостерігається в літній сезон (чисельність досягає 8,9 – 12,0 млн. кл·см$^{-3}$). Кількість СБ коливається в широких межах від 0,3 до 22,0 тис. кл·мл$^{-3}$ і не має чіткої сезонної динаміки. За рахунок фітопланктону вода весь час поповнюється свіжими органічними речовинами, тому розвиток бактерій тут нестабільний і залежить від етапів вегетації останніх. В період інтенсивного розмноження водоростей розмноження бактерій уповільнюється, а при старінні і відмиранні фітопланктону – посилюється

У водоймах зі сповільненим водообміном показники СБ невисокі попри значний вміст органічної речовини, мають максимальні показники весною і мінімальні восени. При незначній чисельності СБ відбувається накопичення органічної речовини в результаті неспроможності трансформувати її в повному обсязі, що призводить до евтрофікації водойм в результаті зниження процесів самоочищення.

Угруповання макрозообентосу. Провідну роль у формуванні кількісних показників макрозообентосу досліджених водойм пониззя Дніпра відіграють личинки двокрилі комах (Insecta, Diptera) і малощетинкові черви (Oligochaeta). Їх загальний внесок в біомасу угруповань складає від 41 до 100 %. Представники ряду двокрилих характеризуються найбільшою фауністичною різноманітністю – за дослідний період відзначено більше 60 видів. Динаміка показників кількісного розвитку та видового різноманіття макрозообентосу має, в першу чергу, сезонний характер. Найвищі значення чисельності та біомаси спостерігаються у весняний період, найнижчі, в залежності від обраного водного об'єкту, у літній або осінній періоди.

В процесі досліджень відзначено ряд факторів середовища, що безпосередньо впливають на формування фауни макрозообентосу дослідних водойм. Серед них провідну роль відіграють період зовнішнього водообміну, тип донних відкладень, а також наявність вищої водної рослинності. Для водойм із інтенсивним зовнішнім водообміном відзначені достатньо високі показники чисельності та найнижчі, серед досліджених водних об'єктів, показники біомаси донної фауни (2254±602,77 екз./м^2 та 1,97±0,57 г/м^2 відповідно). Це може бути пов'язано з тим, що малий період водообміну не дає можливості сформуватися достатній кількості органічної речовини і, відповідно, не сприяє більш активному зростанню показників біомаси гідробіонтів. Проте, наявність заростей вищої водної рослинності у даних водоймах створює умови для формування високих показників чисельності та видового різноманіття макробезхребетних. Для водойм із помірним зовнішнім водообміном характерні нижчі показники чисельності та високі показники біомаси гідробіонтів (1316±334,89 екз./м^2 та 2,74±1,04 г/м^2 відповідно). Ложе даних озер вкрите гомогенними муловими відкладеннями, що спряє інтенсивному розвитку масових видів двокрилих, зокрема представників родів *Chironomus* та *Glyptotendipes*, чиї личинки здатні формувати значні показники біомаси. Водойми зі сповільненим водообміном характеризуються найвищими показниками чисельності та біомаси макрозообентосу (4077±737,18 екз./м^2 та 5,43±1,07 г/м^2 відповідно). Дана група

водойм характеризується більш різноманітними донними відкладеннями, представленими мулами та детритом, а також інтенсивним розвитком вищої водної рослинності. Це сприяє зростанню показників кількісного розвитку донних безхребетних та збільшенню їх різноманіття (в першу чергу – фауни гетеротопних комах) як на видовому, так і на вищих таксономічних рівнях.

Водойми пониззя Дніпра є цінними екосистемами з високою біологічною продуктивністю. Подальше вивчення стану угруповань гідробіонтів цих водойм є особливо актуальним після Каховської катастрофи, наслідки якої змінили гідрологічні процеси в даному районі. Отримані результати можуть стати основою для подальшої розробки рекомендацій із оздоровлення водних екосистем та поліпшення умов існування гідробіонтів у водоймах пониззя Дніпра.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Алексенко, Т. Л., Овечко, С. В., Коржов, Є. І., Самойленко, Л. М., Мінаєва, Г. М., Гільман, В. Л. та ін. (2011). Екологічний стан урбанізованих заплавних водойм. Стебліївський лиман. За ред. В. М. Тимченка, Т. Л. Алексенко. Херсонська гідробіологічна станція НАН України. Херсон, 48 с.

Алексенко, Т. Л., Шевченко, І. В. (2021). Структурно-функціональна характеристика макрозообентосу озера Закітне. *Природничий альманах,* 30, 7-14.

Коржов, Є. І., Мінаєва, Г. М. (2014). Вплив режиму течій на кількісні показники фітопланктону мілководних водойм пониззя Дніпра. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія,* 2 (33), 61-65.

Овечко, С. В., Алексенко, Т. Л., Коржов, Є. І., Мінаєва, Г. М., Шевченко, І. В., Гільман, В. Л. та ін. (2015). Екологічний стан урбанізованих заплавних водойм. Кардашинський лиман. За ред. С. В. Овечка. Херсонська гідробіологічна станція НАН України. Херсон, 72 с.

Korzhov, Ye. I. (2024). Changes in the Key Hydrological Factors of the Lower Reaches of the Dnieper Water Ecosystems Functioning after the Kakhovka Hydroelectric Power Station Dam was Destroyed. *European Science*, 4 (sge27-04), 102–113.

Korzhov, Ye. I., Kucheriava A. M. (2018). Peculiarities of External Water Exchange Impact on Hydrochemical Regime of the Floodland Water Bodies of the Lower Dnieper Section. *Hydrobiological Journal*, 54 (6), 104-113.

УДК 574.5: 464.38

К.С. КАЛАШНІК, С.Є. ДЯТЛОВ
Інститут морської біології НАН України
вул. Пушкінська, 48, Одеса 65048, Україна

ШТОРМОВІ ВИКИДИ БАГАТОКЛІТИННИХ ВОДОРОСТЕЙ НА ПЛЯЖАХ М. ОДЕСА

Викиди водоростей та морських трав на морське узбережжя є природним процесом. Але його інтенсивність і особливості значною мірою зумовлені евтрофікацією морських вод. Штормові викиди формуються здебільшого на пологих літоральних терасах, найчастіше, на піщаних або мулистих пляжах, де вони лежать більш-менш широкою смугою вздовж усієї берегової лінії.

Викиди макроводоростей, які акумулюють сміття і забруднювачі (макро-, мезо-, мікропластик, нафтові вуглеводні, важкі метали та ін.), прискорюють транзит цих

речовин із моря на узбережжя і назад. Формування масових викидів на пляжах погіршує їхню рекреаційну привабливість. Водночас викиди водоростей і морських трав можуть бути цінною сировиною, промислове використання якої потребує розробки відповідних технологій.

Поява та час перебування викидів макрофітів обумовлені гідрометеорологічними причинами. В основному, значні викиди спостерігаються після штормів. Час знаходження викидів на березі сильно варіює і часто обмежується кількома днями. Подальша трансформація викидів відбувається різними шляхами: переважно змивом назад в море; похованням під товщею піску чи мілкої гальки з подальшим змивом у море; вітрохвильовим розсіюванням по пляжу.

Водорості в щільних передвикидних скупченнях і у викидах гинуть, і починається процес їхнього швидкого відмирання та розкладання, водночас значна частина органічних і мінеральних речовин, важкі метали та інші речовини потрапляють у воду, спричиняючи її вторинне забруднення. Необхідно регулярно і своєчасно проводити прибирання і вивезення викидів і передвикидних скупчень біля кромки води, щоб уникнути забруднення пляжів і вторинного забруднення води.

Оскільки узбережжя Одеської затоки в межах м. Одеса переважно перетворено на окремі ізольовані гідротехнічними спорудами пляжі і лише на невеликій кількості пляжів зберігся більш-менш природний гідрологічний режим, то дослідження характеру розподілу штормових викидів водоростей на пляжах різного типу має певний науковий та практичний інтерес.

Мета роботи – дослідити штормові викиди багатоклітинних водоростей на міських пляжах м. Одеса, визначити їхній флористичний склад та біомасу залежно від сезону і розташування пляжу.

Викиди макрофітів відбирали на трьох пляжах м. Одеси: Лузанівка, Ланжерон, Аркадія, які відрізняються гідродинамічними і екологічними умовами. Акваторія пляжу Лузанівка є відкритою, інші два пляжі мають закриті акваторії – ковші, відокремлені від моря гідротехнічними спорудами. Відбір проб проводили двічі на місяць з інтервалом 11-16 днів, з 12 березня по 15 жовтня 2019 року. Всього було проведено 16 зйомок. Проби відбирали на піщаних берегах рамкою 20х20 у трьох повторах, після чого визначали вагу водоростей для подальшого визначення біомаси викидів на 1 м^2 піщаного пляжу. Ідентифікацію водоростей проводили за визначником (Зинова, 1967).

Під час досліджень у штормових викидах міських пляжів Одеси було виявлено 31 вид макрофітів – із них 29 видів водоростей і 2 види морських трав. Більшість видів водоростей (22 види) відноситься до відділів Chlorophyta та Rhodophyta. Спостерігалася зміна водоростей у штормових викидах залежно від сезону року, особливо це простежувалося за видами-домінантами. Так, у весняні місяці домінантами за біомасою були бурі водорості *Ectocarpus siliculosus* (Dillwyn) Lyngb., *Scytosiphon lomentaria* (Lyngb.) Link, які є типовими зимово-весняними видами, і *Desmarestia viridis* (O. Müll.) J.V. Lamour. – чужорідний холодноводий вид. Також в цей період домінантами були зелені водорості роду *Ulva* і червона водорість *Ceramium virgatum* Roth, яка є постійним домінуючим видом в усі досліджувані сезони року. Крім того, до зимово-весняних видів належали *Urospora penicilliformis* (Roth) Aresch., *Pyropia leucosticta* (Thuret) Neefus & J. Brodie, які так само були виявлені у викидах весною. В літні місяці домінували види із родів *Ulva* і *Cladophora*, які в цей час набувають масового розвитку. Восени домінантами були тільки три види *Cladophora laetevirens* (Dillwyn) Kütz., *Cladophora vagabunda* (L.) C.Hoek та *Ceramium virgatum*. Водорості *Ulna intestinalis* L., *Ulva linza* L., *Cladophora laetevirens, Ceramium virgatum, Ceramium siliquosum var. elegans* (Roth) G.Furnari,

Acrochaetium secundatum (Lyngb.) Nägeli відмічали у штормових викидах міських пляжів Одеси в усі досліджувані сезони року.

У штормових викидах на пляжах м. Одеса виявлено два види водоростей: *Stylonema alsidii* (Zanardini) K.M.Drew і *Cladophora dalmatica* Kütz., які включені до Червоної книги України. *S. alsidii* – червона водорість, яка має мікроскопічний талом і зустрічається в обростаннях інших водоростей. Таким чином, досліджуючи штормові викиди можна фіксувати рідкісні види альгофлори і доповнювати дані про їхнє розповсюдження в Україні

За кількістю видів не було виявлено різниці між викидами макрофітів на різних пляжах м. Одеса. Найменша кількість видів була відмічена в липні – 9 видів і в жовтні – 11 видів, що в 2 і 1,5 рази менше ніж в березні і червні, коли в штормових викидах була зафіксована найбільша кількість видів – 17. При переході від весняного до літнього комплексу альгофлори, яке остаточно відбувається в липні, спостерігається зникнення бурих водоростей і деяких видів червоних водоростей, що призводить до зменшення кількості видів. Жовтню передують вересневі шторми, після яких вже не відбувається активне відновлення макрофітів при одночасному переході від літнього до осінньо-зимового періоду, для якого характерно зменшення біорізноманіття макрофітів.

Під час досліджень у більшості випадків тільки на одному з досліджуваних пляжів були наявні викиди водоростей. Макрофіти одночасно на всіх пляжах відмічали тільки в п’яти випадках. На пляжі Лузанівка формування штормових викидів за час досліджень спостерігалося найчастіше – 11 спостережень із 16. Менше всього випадків формування викидів зафіксовано на пляжі Ланжерон – 8 спостережень. Середня і сумарна біомаси макрофітів протягом дослідження на всіх пляжах були майже однаковими – 4,2 кг·м$^{-2}$ і 39,3 кг·м$^{-2}$ відповідно. Найменша і найбільша біомаси викидів були зафіксовані 12 і 27 березня на пляжі Ланжерон (на інших пляжах викидів не було) і склали 0,04 кг·м$^{-2}$ і 18,4 кг·м$^{-2}$ відповідно.

З квітня по серпень певних закономірностей розподілу штормових викидів за біомасою не було відмічене – вона на різних пляжах дорівнювала від 0,3 кг·м$^{-2}$ до 5,3 кг·м$^{-2}$. З початку серпня і до початку вересня формування викидів на досліджуваних пляжах було постійним та інтенсивним – найбільша середня біомаса макрофітів (11,62 кг·м$^{-2}$) в цей період була відмічена на пляжі Лузанівка. Для цього пляжу, акваторія якого є відкритою, характерні масові викиди водоростей і морських трав внаслідок штормів протягом усіх сезонів року. Найбільші викиди на цьому пляжі були зафіксовані наприкінці липня-початку серпня 2011 року, коли спостерігалися масові скупчення водоростей в товщі води і на березі, максимальна біомаса яких складала 92,55 кг·м$^{-2}$, середня – 65,34 кг·м$^{-2}$ (Адобовский и др., 2012).

Наприкінці вересня і в середині жовтня штормові викиди були зафіксовані лише на пляжі Лузанівка із незначними значеннями біомаси (0,81 кг·м$^{-2}$ та 0,14 кг·м$^{-2}$). Вочевидь, що шторми у серпні-вересні спричинили відрив значної кількості таломів водоростей, які потрапили у товщу води і в подальшому сформували штормові викиди на міських пляжах. Надалі повноцінні угруповання макрофітів вже не сформувалися через зміну температурно-світлового режиму і закінчення сезонного розвитку однорічних водоростей.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Зинова, А. Д. (2006). Определитель зелёных, бурых и красных водорослей южных морей СССР. М-Л.: Наука, 397 с.

Адобовский, В. В., Александров, Б. Г., Богатова, Ю. И., Большаков, В. Н., Доценко, С. А., Говорин, И. А. …Шацилло Е. И. (2012). Экологические последствия гидрометеорологических аномалий в прибрежной зоне Одесского региона (2009–2011 гг.). *Причорноморський екологічний бюллетень*, 12(43), 112–127.

УДК 594.3:591.91(477.282)

А. П. СТАДНИЧЕНКО[1], О. І. УВАЄВА[2]
[1]Житомирський державний університет імені Івана Франка,
вул. Велика Бердичівська, 40, Житомир 10008, Україна
[2]Державний університет «Житомирська політехніка»,
вул. Чуднівська, 103, Житомир 10005, Україна

ВПЛИВ ГЛОБАЛЬНОГО ПОТЕПЛІННЯ НА ПОШИРЕННЯ ПОПУЛЯЦІЙ *PLANORBARIUS* (SUPERSPECIES) *CORNEUS* S. LATO ГІДРОМЕРЕЖІ УКРАЇНИ

Витушка рогова *Planorbarius corneus* гідромережі Європи вперше виявлена й описана була К. Ліннеєм (Linnaeus, 1758). До останньої чверті XX – перебігу XXI століття видовий статус її біологами-малакологами жодного разу протягом майже двох століть не піддавався жодним сумнівам. Із появою нових методів дослідження (каріологічно-морфологічних і генетичних) вірогідно надійно встановлено було (Гарбар, 2006), що цей молюск статистично вірогідно має посідати не видовий статус, а на порядок вищий – надвидовий, являючи собою симбіотичний комплекс двох вікаруючих аловидів – «західного» і «східного». Ареали їх розмежовані між собою смугою шириною близько 100 км – зоною їх інтрогресивної гібридизації (Іконнікова, Стадниченко, Уваєва, 2023).

Термін надвид (superspecies) у біологічну науку введено було за пропозицією Л. Шорта (Short, 1969). Концепція же надвиду (superspecies) сформульована Е. Майєром (Mayr, 1931), а по тому із плином часу двічі доопрацьовувалась ним же (Mayr, 1940, 1966). У наведеному нижче її останньому варіанті вона більшістю дослідників-біологів й за сьогодення сприймається повністю у наведеному ним остаточному його формулюванні. Надвид – це монофілетична група близько споріднених або цілком алопатричних видів, вірогідність відмінностей між якими є настільки очевидною, що достеменно дозволяє визнати належних до неї особин молюсків такими, яких слід безсумнівно надійно вважати представниками одного і того ж виду (Mayr, 1966). Є й друге визначення поняття надвид – вдаліше, бо чіткіше, котре належить Д. Амадону (Amadon, 1966). Надвид – це монофілетична група повністю або майже повністю алопатричних таксонів, які колись були расами одного й того же виду, але пізніше їх особини досягли вищого систематичного статусу – надвидового.

Наразі в Україні цей надвид витушки рогової представлений двома вікаруючими аловидами – «західним» і «східним», які вірогідно надійно розмежовуються один від другого як за екофізіологічними властивостями їх особин, так і за особливостями поширення їх популяцій у межах кожної з природно-географічних зон України (Стадниченко, Бабич, 2021). Ареал аловиду «західного» представлений гідромережею західних і центральних теренів Правобережної України (до Дніпра включно), а ареал аловиду «східного» - це північні і північно-східні регіони її Лівобережжя та весь південь її Степової природно-географічної зони (Гарбар та ін., 2020). Слід, одначе, зауважити, що як на сході, так і на півдні усієї степової зони України представлені наразі лише

невеличкі за займаними площами й малочисельні за їх населенням рідко розкидані невеличкими купками популяції цієї витушки. Щільність населення їх рік за роком неухильно зменшується через негативний вплив на цих м'якунів піднесення рівнів середньомісячних температур у середовищах їх перебування внаслідок незворотного глобального потепління клімату (Вишневська, Ставчук, 2007). Останнє супроводжується зростанням темпів випаровування води з об'єктів гідромережі, отже й скороченням площ водойм і відмиранням низки видів водяної рослинності й нерідко - гниттям її решток. Деградація сприятливих раніше для витушок умов середовища їх перебування супроводжується реакцією – відповіддю особин на нові, зрушені умови в їх оселеннях, які є недостатньо благополучними.

За порушення звичних для рогової витушки умов температурного гідрологічного і гідрохімічного режимів у її місцеперебуваннях реакція-відповідь її особин на них є неоднозначною, узалежнюючись рівнем здатності цих м'якунів протистояти впливам ушкоджуючих гідрологічних і гідрохімічних чинників. Найуразливіші з їх особин скоро загинуть. Зберегти життєздатність зможуть м'якуни лише двох категорій, а саме ті, котрі будуть здатні пристосуватись до змінених, нових для них умов середовищ їх перебування, і ті, котрі спроможні мігрувати у сприятливіші для них умови середовища. Наразі найуразливішим з аловидів *P.* (superspecies) *corneus* s. lato є аловид «східний», оселений на найпівденніших і найсхідніших ділянках його ареалу.

Перенесення генів цими м'якунами здійснюється асиметрично (Гарбар, 2006). Адже гени аловиду «східного» потрапляють до ареалу аловиду «західного», подолавши при цьому сотні кілометрів. А переміщення генів аловиду «західного» до ареалу аловиду «східного» відбувається у межах її гібридної зони. Асиметричність перенесення генів є наслідком особливостей розміщення в Україні тих теренів, які різняться між собою за максимальними рівнями показників посушливості їх кліматичних умов. Аловид «західний» зазвичай оселюється там, де кількість посушливих діб на рік становить до 1%, а аловид «східний» - де значення цього показника варіюють у межах від 1 до 10%, а на найпівденніше – найбільш посушливих теренах ареалу – він перевищує 10%.

Моделюванням місцеположень і розмірів площ ареалів обох аловидів станом на 2050 рік з'ясовано (Гарбар та ін., 2020), що за зростання рівнів температурного чинника в Україні очікуваним є зменшення площ теренів, сприятливих для життєзабезпечення обох обговорюваних аловидів. Це спричиняє наразі й міграції м'якунів у сприятливіші для них умови температурного режиму : аловид «західний» просуватиметься й надалі на захід і північний захід, а аловид «східний» - на північний схід (Стадниченко та ін., 2024).

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Вишневська Н., Ставчук І. Клімат змінюється! Час діяти! – Дніпропетровськ: НУО, 2007, 24 с.

Гарбар Д.А. Молюски роду *Planorbarius* (Gastropoda, Pulmonata, Bulinidae) фауни України: аналіз морфологічних, каріологічних і генетичних ознак : автореф. дис. … канд. біол. наук. Київ, 2006, 21 с.

Гарбар О.В., Бабич Ю.В., Стадниченко А.П., Гарбар Д.А. Біокліматичні особливості екологічних ніш та моделювання динаміки ареалів аловидів *Planorbarius corneus* в умовах змін клімату. Біологічні дослідження – 2020 : зб. наук. праць. Житомир : О.О. Євенок, 2020, С. 150–153.

Іконнікова Ю. В., Стадниченко А. П., Уваєва О. І. Геногеографічні особливості поширення популяцій аловидів витушки *Planorbarius* (superspecies) *corneus* (Mollusca:

Gastropoda: Planorbidae) гідромережі України. Актуальні питання біологічної науки : зб. статей. Ніжин: НДУ імені Миколи Гоголя, 2023, С. 46–48.

Стадниченко А.П., Бабич Ю.В. Що чекає на популяції аловидів витушок гідромережі України за глобального потепління? Проблеми та перспективи розвитку сучасної біології та біологічної освіти : зб. наук. пр. Житомир : ПП «Євро-Волинь», 2021, С. 98–101.

Стадниченко А.П., Іконнікова Ю.В., Рудик Д.А. Ареали генетичних аловидів-вікаріантів *Planorbarius* (superspecies) *corneus* s. lato (Gastropoda, Pulmonata, Planorbidae) гідромережі України й можливе їх майбутнє в умовах глобального потепління. The XXII International Science Conference «Biology methodology and organization of scientific research». Berlin, Germany, 2024, С. 68–70.

УДК 581.526.325(262.5)

М.О. МАРТИНЮК
Інститут морської біології НАН України,
вул. Пушкінська, 37, Одеса 65048, Україна

ВИЗНАЧЕННЯ КОНЦЕНТРАЦІЇ ХЛОРОФІЛУ А КОНТАКТНИМИ ТА ДИСТАНЦІЙНИМИ МЕТОДАМИ У МЕЖАХ ОДЕСЬКОЇ ЗАТОКИ

Важливим індикатором екологічного стану водойм, зокрема Чорного моря, є фітопланктон. Крім індикації якості води, фітопланктон і сам формує основну частину первинної продукції.

При дослідженні фітопланктону особливу увагу приділяють рослинним пігментам, зокрема хлорофілу а.

Екосистема акваторії Чорного моря є достатньо динамічною, таким чином відбір проб з достатньою частотою та подальша їх лабораторна обробка є досить складною задачею.

У той же час, крім лабораторних методів визначення концентрації хлорофілу а існують також контактні і дистанційні.

Таким чином, метою дослідження було проведення моніторингу концентрації хлорофілу а за допомогою контактних та дистанційних методів з подальшою оцінкою якості отриманих даних.

Вимірювання такими методами можливо проводити з більшою частотою, і, таким чином, забезпечити більш послідовні спостереження за водними системами.

Відбір проб та вимірювання проводились в акваторії Одеської затоки в районі Гідробіологічної станції ОНУ щотижнево, з лютого по травень включно, з метою охоплення періоду найбільш динамічного розвитку фітопланктону і, відповідно, збільшення концентрації хлорофілу а.

Одночасно проводились вимірювання температури води, а також відбирались проби для визначення солоності води.

Концентрація хлорофілу а (Chl мг·м$^{-3}$) та фікоціаніну (CPC мг·м$^{-3}$) у польових умовах вимірювалась двома методами – за допомогою портативного гіперспектрального радіометру WISP-3 та датчика Chelsea Technologies Tri-Lux.

Також були отримані значення загальної неорганічної зваженої речовини (TSM г·м$^{-3}$) і показника спектрального ослаблення світла (Kd м$^{-1}$), отримані із використанням WISP-3.

WISP-3 розроблено для спектроскопії відбиття сонячної радіації з поверхні води. Прилад містить три датчики - спектральні радіометри, які вимірюють відповідно низхідне випомінювання, висхідне випромінювання і дифузну низхідну радіацію. За отриманим сигналом визначається коефіцієнт спектрального відбиття води.

Алгоритми розрахунку відбиття полягають у зв'язку властивостей поглинання та розсіювання світла речовин, які присутні у водоймі (наприклад, зважені речовини, пігменти фітопланктону – хлорофіл а та фікоціанін), з їхнім впливом на колір води за різних концентрацій кожної речовини.

Алгоритми, які використовуються для отримання концентрацій цих речовин із виміряного коефіцієнта відбиття, вбудовані в WISP-3 за замовчуванням, і вважаються придатними для низки типів води від помірно до дуже каламутної вод.

Вбудовані алгоритми WISP-3 аналізують окремі області в спектрі відбиття, які відповідають діапазонам довжин хвиль, на яких відповідна речовина має великий вплив на кількість відбитого світла, тоді як інші речовини не мають великого впливу на спектр відбиття. Оптичні сигнали отримуються з різниць між цими спектральними смугами.

Засобом контактного визначення концентрації хлорофілу а був датчик Chelsea Technologies Tri-Lux, що дозволяє безперервно отримувати результати вимірювань хлорофілу а.

Аналіз отриманих даних показав, що після прогріву морської води до відмітки у 8 °С, що було зафіксовано 27.03, спостерігається синхронний і синфазний хід рядів даних температури морської води і концентрації хлорофілу а, тобто, при підвищенні температури води спостерігалось збільшення концентрації хлорофілу а.

Явної залежності концентрації хлорофілу а від солоності морської води не спостерігалось до початку активного цвітіння води. Починаючи з квітня відзначалась асинфазність у ході рядів даних солоності води і концентрації хлорофілу а.

Така динаміка у ході рядів даних температури і солоності води у квітні-травні, а, як результат, і концентрації хлорофілу а, пояснюється згінно-нагінними явищами.

Варто зауважити, що експлуатація використаних датчиків, зокрема WISP-3, значною мірою залежить від хмарності. У період досліджень, за лютий зафіксовано лише 6 сонячних днів, в той час як у березні і квітні – 13 днів і 15 днів відповідно. Отже, за лютий місяць при значній хмарності варто очікувати на похибки.

В період досліджень найбільші концентрації хлорофіллу-а спостерігались 15.05 (8,5 мг·м$^{-3}$), а найменші – 21.02 (0,1 мг·м$^{-3}$), і співпадають з екстремальними значеннями температури води – 17,6 °С і 5,10 °С відповідно.

У WISP-3 при виконанні вимірювання автоматично проводиться розрахунок коефіцієнтів відбиття поверхні води як співвідношення між низхідним випромінюванням та висхідним випромінюванням.

Коефіцієнти відбиття поверхні води, змінюються від 0 (найпрозоріша вода) до 1 (найкаламутніша вода). Найвищі значення у лівій частині графіку (400-500 нм) свідчать про блакитний – синій колір води, у правій частині (600-700 нм) – про коричнево-червоний колір, що характерний для води з великою концентрацією зважених речовин. Підвищені значення у діапазоні 500-600 нм свідчать про зелений колір води.

За весь час спостережень простежується пік коефіцієнтів відбиття поверхні води в діапазоні 550 - 600 нм, що відповідає зеленому кольору води, а отже вираженому цвітінню.

Отримані результати досліджень, а також результати лабораторних вимірювань концентрації хлорофілу а і дані, отримані за допомогою дистанційного визначення концентрації хлорофілу а шляхом обробки знімків супутників Sentinel-2A та Sentinel-2B

у подальшому будуть використані для калібрування моделі, що дозволяє визначати динаміку розподілу фітопланктону за просторовим розподілом концентрації хлорофілу а.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Пиріна І.Л., Єлізарова В.А. (1980) Порівняльна характеристика водойм різного трофічного рівня за вмістом хлорофілу. Кругообіг речовин та біологічне самоочищення водойм. К: Наук. Думка, 100-109.

Шелюк Ю.С. (2009) Концентрація хлорофілу а фітопланктону р. Тетерів та її динаміка. Укр. ботан. журн., 66(2), 264-271

Ovcharuk V., Tyler A., Tuchkovenko Yu., Khokhlov V., Spyrakos E., Martyniuk M., … Goptsiy M. (2023) Estimation of chlorophyll in Danube Lakes in Ukraine using observations from Copernicus Sentinel-2 MSI. Conference: *Hydrospace 2023.* Lisbon, 2023 (27 November - 1 December) doi: 10.13140/RG.2.2.31265.99687.

УДК 574 (285.3+477-25)

І.О. МОРОЗОВСЬКА
Інститут гідробіології НАН України,
Проспект Володимира Івасюка, 12, Київ 04210, Україна

КОНТИНУАЛЬНА СТРУКТУРА МАЛОЇ РІЧКИ (р. ГОРІХУВАТКА) З СИСТЕМОЮ СТАВКІВ

Горіхуватські ставки створено на руслі річки Горіхуватка в результаті штучного перегороджування її долини. Вони знаходяться в межах Голосіївського лісопарку неподалік від житлових масивів. Загальна площа водного дзеркала складає близько 10 га, глибина 0,5-2,0 м. У теперішній час ставки використовуються як дренажні та декоративно-рекреаційні водойми.

Дослідженням Горіхуватських ставків приділялося достатньо багато уваги, зокрема фітопланктону (Клоченко, Горбунова, 2006, Фролова, 1955), проте зооперифітон цих водойм практично не був досліджений. Нашим завданням було встановити особливості екологічного континуума в системі ставків річки Горіхуватка.

Матеріали і методи дослідження

Дослідження проводили у березні 2023 р. на наступних станціях: ставок №3 лівий берег; ділянка річки нижче ставка №3 біля «монаху»; ставок №4, нижня частина; ділянка річки вище ставка №5, перед мостом; ставок №5, лівий берег**.** Нумерація ставків вказується від нижче до вище розташованого за напрямком течії річки. Субстрати з яких відбирали проби були наступні: кора гілки (ставок №3,ставок №4, ділянка річки вище ставка №5), каміння (ділянка річки нижче ставка №3, ставок №5). Проби відбирали з приурізних ділянок. Температура у ставках була 4,1-5,3ºС, на ділянках річки – 4,8-6,6ºС. Відбір та обробку гідробіологічних проб здійснювали за стандартними гідробіологічними методиками (Арсан та інш., 2006). Гідробіологічна розборка проб зооперифітона проводилась під стереомікроскопом МБС-10. Для оцінки подібності виділених угруповань було застосовано кластерний аналіз за методом Брай-Куртіса за допомогою програми Biodiversiti Pro 2.0 (Bray, 1957), з порогом подібності 50%. Також для оцінки подібності складу угруповань використовували індекс Серенсена та Смірнова (Песенко, 1982).

Результати та їх обговорення

Оскільки у Горіхуватських ставках всі водні об'єкти пов'язані гідравлічно, просторово не надто віддалені один від одного, можемо припустити, що буде формуватися континуум першого роду, тобто перифітон у всій системі озер та ділянок річок буде подібним. Цілью нашої роботи було перевірити цю гіпотезу.

У перифітоні водних об’єктів, що входять до системи Горіхуватських ставків у березні 2023 р. було знайдено 15 НІТ з восьми груп: Nematoda (1), Oligochaeta (2), Hirudinea (1), Trichoptera (1), Diptera (1), Chironomidae (6), Coleoptera (1), Dreissenidae (1). Багатство НІТ зооперифітону розподілялось нерівномірно (1–6 НІТ на окремих станціях). Мінімільний рівень багатства НІТ зареєстровано у ставку №3, максимальний рівень НІТ – на ділянці річки нижче ставка №3 та на ділянці річки вище ставка №5.

Просторовий розподіл складу НІТ був нерівномірним. Встановлена невелика подібність таксономічного складу між ставком №3 та ставком №4 (0,50 за коефіцієнтом Серенсена), ставком №3 та ділянкою річки нижче ставка №3 (0,54). Трохи нижча подібність НІТ була між ділянкою річки нижче ставка №3 та ділянкою річки вище ставка №5 (0,30 за коефіцієнтом Серенсена) та ставком №3 і ставком №5 (0,28 за коефіцієнтом Серенсена).

За результатами аналізу таксономічної подібності за коефіцієнтом Смірнова найбільшою оригінальністю характеризувався зооперифітон річки вище ставка №5 (t_{xx} = 180). Висока оригінальність обумовлена наявністю у складі чотирьох видів, що не зустрічались на інших досліджених ділянках. Найменш оригінальним був зооперифітон ставка №3 (t_{xx} = 69). За коефіцієнтом Смірнова між ставками №3 та №4 була мала позитивна подібність таксономічного складу.

Показники чисельності коливалися в межах 308-7097 екз/м^2. За чисельністю домінували Oligochaeta (ділянка річки нижче ставка №3 та ставок №5), Nematoda (ставок №3), Coleoptera (ставок №4), Chironomida (ділянка річки вище ставка №5). Показники біомаси коливалися від 0,03 до 897,4 г/м^2. Домінанти за біомасою були ті самі, що і за чисельностю, за виключенням ставка №3, де домінували за біомасою Oligochaetae.

Аналіз подібності складу зооперифітону з урахуванням його чисельності виявив, що його об’єднання у кластери було чітко обумовлено біотопічними особливостями окремих ділянок системи. За зооперифітоном виділяються кластери: ділянка річки вище ставка №5, ставок №3 з ділянкою річки нижче ставка №3, ставок №4, окремо – ставок №5.

На виділених в кластери станціях домінували наступні організми. Перший кластер: ділянка річки вище ставка №5 - домінантами по чисельності були личинки хірономід *P.psilopterus* (41,7%) та Tubifisidae sp. (vol) (16,7%). Другий кластер: ставок №3 - Nematoda sp. (68%), ділянка річки нижче ставка №3 - Tubifisidae sp. (vol) (35,7%), Nais sp. (25,0%), ставок №4 - Coleoptera larvae (50%). Третій кластер: ставок №5 - Nais sp. (66,7%).

Висновки

Встановлено, що зооперифітон ставка №3, ставка №4, і ділянки річки між ними були подібні за таксономічним складом не зважаючи на різні субстрати, лотичні та лентичні умови, і мали ознаки ценотичного континуума. В той час, як ставок №5, та ділянка річки вище нього, значно відрізнялися від інших станцій, тому можна казати, що ценотичний континуум всієї системи озер та річок був відсутній.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Арсан О. М., Давидов О. А., Дьяченко Т. М., Евтушенко М. Ю., Жукинський В. М., Кирпенко Н. І. та ін. (2006). Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод. За ред. В. Д Романенка. НАНУ: Ін-т гідробіології. К: Логос, 156–180.

Клоченко П.Д., Горбунова З.Н., Харченко Г.В., Царенко П.М., Якубенко Б.Є. Особливості екологічного стану Горіховатських ставків. Науковий вісник Національного аграрного університету. №95 частина 1. Київ. 2006. С. 54–65

Песенко Ю.А. Принципы и методы количественного анализа в фаунистических исследованиях. М.: Наука, 1982. 188 с.

Фролова І.О. Особливості альгофлори проточних Голосіївських ставків в околицях м. Києва. Праці ботанічного саду КДУ. 1955. №24. С. 141–152.

Bray J.R., Curtis J.T. An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. EcoL Monogr. 1957. Vol. 27. P. 325-349.

УДК 574.5(285.3)(282.247.32)

А. СИЛАЄВА, Т. НОВОСЬОЛОВА, О. ПРОТАСОВ
Інститут гідробіології НАН України
проспект Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна

ДЕЯКІ АСПЕКТИ ГІДРОБІОЛОГІЧНОГО РЕЖИМУ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ В РАЙОНІ О-ВА ГАЛЕРНИЙ (М. КИЇВ)

У межах комплексних гідроекологічних досліджень вперше проведено обстеження фітопланктону, зообентосу і частково епіфітону водних об'єктів о-ва Галерний (м. Київ)[1]. Завданням було визначити якісний і кількісний розвиток цих угруповань.

Острів Галерний є частиною правобережної заплави Дніпра (Канівського водосховища), розташовані на ньому водойми відносяться до заплавного типу, вони мають зв'язок між собою і з Дніпром (Галерною затокою) через систему водопропускних споруд.

Дослідження проводили у вересні 2023 р. Фітопланктон, зообентос та частково епіфітон досліджували у оз. Миколайчик (ст. 2–5), яке складається з двох майже відокремлених частин, між якими існує певний гідравлічний зв'язок, площа озера 0,08 км^2; оз. Єрик (ст. 6–8), яке також розділене на дві частини перемичкою з водопропускною спорудою (площа обох частин озера близько 0,05 км^2); дві невеликі водойми без назви (б/н-1 (ст. 9) і б/н-2 (ст. 10)); затока Галерна (ст. 1 і 1′), з якою ці водні об'єкти мають постійний водообмін через водопропускні споруди. Оз. Миколайчик найглибше, тут зареєстровані глибини більше 8 м, у оз. Єрик максимальні глибини складали 2,8–3,8 м, водойма б/н-1 мала максимальну глибину 4,1 м, водойма б/н-2 – 1,1 м.

Водойми характеризуються слабким водообміном, зазнають антропогенного впливу, оз. Миколайчик виконує функцію відстійника стічних вод зливової каналізації, які потрапляють в нього через чотири колектори.

У водоймах спостерігалась пряма температурна стратифікація – від 26° на поверхні до 22° на глибині 3 м і до 15° – на глибині 4,5 м (оз. Миколайчик). Прозорість у водоймах була невисокою – від 0,6 м (оз. Миколайчик, ст. 5, оз. Єрик, ст. 6) до 1,5 м (оз. Єрик, ст. 7, 8).

Проби відбирали та опрацьовували за загальноприйнятими методами (Методи…, 2006). Назви та систематичну приналежність таксонів фітопланктону надано згідно Algaebase database (Guiry, Guiry 2019). Для розрахунку градацій рівня розвитку окремих груп гідробіонтів використовували (Методи…, 2006). Ступінь цвітіння ціанобактеріями визначали за (Оксиюк, Стольберг, 1986). Для відбору проб зообентосу (якісних та кількісних) використовували секційний дночерпак СДЧ-100 (з борту плавзасобу) та коробчастий пробовідбірник (на мілководних ділянках). У оз. Миколайчик на прибережній ділянці із суцільного покриву сальвінією (*Salvinia natans*) на поверхні води вирізано ділянку (0,01 м^2) для орієнтовної оцінки біомаси безхребетних епіфітону. Визначення видового складу гідробіонтів проводили до нижчого ідентифікованого таксону (НІТ). Домінуючим вважали вид або НІТ, коли його показник складав не менше 50 % від загальних показників рясності (чисельність, біомаса). Подібність таксономічного складу оцінювали за методом Смирнова, різноманіття – за індексом Шеннона (Песенко, 1982). Математичну обробку первинного матеріалу проводили з використанням прикладного програмного пакету WaCo (Protasov et al., 1999).

Склад фітопланктону всіх досліджених водойм налічував 75 НІТ водоростей, що належали до дев'яти відділів (філумів). Частка представників Chlorophyta складала 37,3%, Bacillariophyta 32,0%, Cyanobacteria 13,3%, інших відділів – не досягала 10%. Питоме багатство фітопланктону (кількість НІТ в одній пробі) змінювалося від 10 до 22 НІТ. Мінімальні та близькі до максимальних значення було зареєстровано на різних станціях оз. Миколайчик. Загалом розподіл багатства НІТ за окремими стаціями можна вважати рівномірним (коефіцієнт варіації CV=27,9 %).

Аналіз подібності складу НІТ за Смирновим свідчить про наявність континууму другого роду на ділянці, що охоплює озера Миколайчик і Єрик, значення t_{xy} тут були позитивними лише між сусідніми станціями, в той час, як з усіма іншими станціями – від'ємними. Висока подібність фітопланктону відзначена для водойм б/н-1 і б/н-2, які не мають постійного гідравлічного зв'язку між собою, та між станціями Галерної затоки.

Кількісні показники фітопланктону були досить високими. Чисельність змінювалась від 10,26 млн. кл/дм^3 (оз. Єрик, ст. 8) до 476,86 млн. кл/дм^3 (водойма б/н-1), біомаса – від 2,66 мг/дм^3 (оз. Миколайчик, ст. 4) до 24,65 мг/дм^3 (водойма б/н-1). Фітопланктон затоки (ст. 1 та 1′) та озера Миколайчик (ст. 3, 4, 5) мав подібні домінантні комплекси. На всіх цих станціях монодомінантом, або домінантом першого, чи другого порядку були ціанобактерії *Planktothrix agardhii* (Gomont) Anagnostidis & Komárek, розвиток яких спричинив там «цвітіння» води II–III ступеня. Склад домінуючих комплексів фітопланктону інших водних об'єктів о-ва Галерний відрізнявся один від одного, серед домінантів за біомасою ціанобактерії були відсутні.

Рівень розвитку фітопланктону змінювався від «середнього» до «дуже високого», що відповідає діапазону від евтрофного до гіпертрофного класів трофності.

Донні біотопи усіх водних об'єктів були представлені мулами значної товщі з включенням дрібнодисперсного детриту. На більшості станцій (окрім прибережних) товщина мулових відкладів перевищувала 0,4 м. Чорний шар мулу на поверхні донних відкладів свідчить про низький рівень окислювальних процесів, відновні умови, що є вкрай несприятливими для донних безхребетних. У водоймі б/н-1 (ст. 9) у пробі безхребетні знайдені не були.

Склад зообентосу був досить багатим. Безхребетні досліджених водних об'єктів представлені звичайними широко розповсюдженими у водоймах України видами. Загальний список нараховував 56 НІТ (з них 32 видів) з 16 таксономічних груп. В епіфітоні визначено 31 НІТ безхребетних з 15 груп, у зообентосі – 33 НІТ із 10 груп.

Слід зазначити низьку подібність таксономічного складу двох топічних угруповань безхребетних, 83% значень матриці (за методом Смирнова) були від'ємними. Тільки у зообентосі визначено 25 НІТ, у епіфітоні – 23, і лише 8 НІТ були загальними для цих двох угруповань. У зообентосі відзначені Tubificidae, окремі види Gastropoda, що можуть мешкати на замулених ґрунтах, у епіфітоні – відмічено більшу кількість НІТ личинок комах. В епіфітоні відзначені Hydra, Isopoda, личинки Odonata, Coleoptera, Heteroptera (личинки та імаго), водні кліщі, а також фрагменти мохуваток. Лише у зообентосі знайдено личинки Diptera декількох таксонів (окрім Chironomidae).

У досліджених водних об'єктах зареєстровано личинки *Chaoborus* sp., що можуть мешкати у водоймах за умови придонної гіпоксії. У деяких водоймах зустрічались лише представники цього роду (водойма б/н-2, ст. 10). У водоймах (у якісних пробах) зустрічались *Lymnaea stagnalis* (L.), що в основному мешкає у прибережжі серед гідрофітів, а також *Planorbarius corneus* (L.), що мешкає у різних проточних і стоячих водоймах на рослинності.

Кількість НІТ і груп зообентосу на окремих станціях була невисокою: відповідно 1–10 і 1–5. Найбільша кількість НІТ і груп була встановлена на прибережних ділянках і у затоці. Однаковою кількістю НІТ характеризувався зообентос ст. 5, 6 і 8, хоча склад був різним.

Невисоку таксономічну різноманітність (Протасов, 2008) (індекс Шеннона 0–1,792 біт/НІТ, в середньому 1,159) визначали низька кількість НІТ у групах і відносно невисока кількість груп. Лише на прибережних ділянках зат. Галерної і оз. Миколайчик різноманітність була вище 2 (що може бути ознакою полідомінантної структури зообентосу). За кількістю НІТ переважали Oligachaeta (0–71%) і Chironomidae (0–67%), на більшості станцій інші групи були представлені одним НІТ. Розподіл таксонів по окремих станціях був досить специфічним, частотою трапляння вище 50% (67%) характеризувались лише ювенільні Tubificidae. Найнижчою частотою трапляння (НІТ зустрічався на єдиній станції) характеризувалось 24 НІТ (73% загальної кількості).

Загалом кількісні показники зообентосу досліджених водних об'єктів були відносно невисокими. Чисельність була в межах від 588 (ст. 10) до 13300 екз/м^2 (прибережна ділянка), максимальну чисельність визначали ювенільні Tubificidae. Біомаса змінювалась від 0,72 г/м^2 (оз. Миколайчик, ст. 4) до 138,21 г/м^2 (оз. Єрик, ст. 8), максимальні значення визначала наявність Gastropoda. Рівень розвитку зообентосу за чисельністю змінювався від «низького» до «високого». За біомасою «м'якого» зообентосу (без врахування молюсків) рівень був від «гранично низького» до «середнього» (0,29–19,11 г/м^2).

Зообентос в основному характеризувався монодомінантною структурою, у домінуючий за кількісними показниками комплекс входило в основному один-два таксони різного рангу, що є певною ознакою несприятливого стану зообентосу.

Безхребетні епіфітону мали дещо вищі кількісні показники – 16300 екз/м^2, 19,31 г/м^2 (на площу заростей). Рівень розвитку епіфітону за чисельністю можна оцінити градацією «дуже високий», за біомасою – «низький». Проте угруповання відрізнялось полідомінантною структурою (індекс Шеннона за чисельністю 3,871 біт/екз, за біомасою 2,439 біт/г), зокрема у домінуючий за чисельністю комплекс входило 4 НІТ. Показники рясності визначали інші відносно зообентосу таксони: чисельність – Oligochaeta (*Pristina longiseta* Ehrenberg, *Stylaria lacustris* (L.), Ostracoda і личинки Ephemeroptera (*Caenis horaria* (L.); біомасу – Hirudinea і личинки Odonata.

Таким чином, фітопланктон водних об'єктів о-ва Галерний складався із доволі звичайних видів, що часто реєструються у прісних водоймах України. Представники

ціанобактерій, зелених та діатомових водоростей були присутні у складі фітопланктону усіх досліджених водойм. Рівень розвитку фітопланктону за чисельністю змінювався від «вищого за середній» до «дуже високого», за біомасою – від «середнього» до «високого». Майже у всіх водоймах, за виключенням південної частини оз. Єрик, домінантні комплекси за чисельністю або повністю, або частково складалися із ціанобактерій.

Зообентос досліджених водних об'єктів представлений звичайними видами, що мають преференції до мешкання у малопроточних чи стоячих водах зі значним розвитком вищої водної рослинності. Кількість НІТ на окремих станціях та загалом у водоймах невисока. Зообентос характеризувався в основному монодомінантною структурою, що є певною ознакою його несприятливого стану. З огляду на розвиток зообентосу можна зробити висновок, що водойми знаходяться в стані деградації. Це характерно для багатьох заплавних водойм, що відрізані від основного басейну. До того ж водойми знаходяться в міській зоні, де існують великі загрози антропогенного впливу.

[1] Роботи проводили в межах виконання договору № 18/2023 від 29.08.2023 р. «Гідроекологічна характеристика водних об'єктів острова Галерний у Голосіївському районі м. Києва».

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / Арсан О.М., Давидов О.А., Дьяченко Т.М. та ін.; за ред. В.Д. Романенка. Київ : Логос, 2006. 408 с.

Оксиюк О.П., Стольберг Ф.В. Управление качеством воды в каналах. Киев: Наук. думка, 1986. 171 с.

Песенко Ю.А. Принципы и методы количественного анализа в фаунистических исследованиях. Москва : Наука, 1982. 287 с.

Протасов А.А. Биоразнообразие и его оценка. Концептуальная диверсикология (Второе издание). Киев. 2008. 106 с.

Guiry M.D., Guiry G.M. AlgaeBase. World-wide electronic publication. National University of Ireland. Galway. 2019. Режим доступу: [http://www.algaebase.org].

Protasov A.A., Sinitsina O.O., Kolomiets A.V. Use of the WaCo (Water Communities) package to process the hidrobiological samples and create the databases on zoology and algology (FoxPro). *Тр. Зоол. ин-та РАН*. СПб., 1999. Т. 278. С. 132.

УДК 574.5:57.012.2

Ю.М. ВОЛІКОВ
Інститут гідробіології НАН України,
пр. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна

ДО АНАЛІЗУ ПОКАЗНИКА СТРУКТУРНОЇ СКЛАДНОСТІ БІОТИЧНИХ УГРУПОВАНЬ

Щоб повною мірою судити про складність біотичних спільнот яка б враховувала і структуру таксономічних відносин організмів у співтоваристві, і їхню представленість на різних таксономічних рівнях на додаток до вже відомих індексів видового багатства та різноманітності було запропоновано показник структурної складності угруповань (C) у вигляді мультиплікативної функції:

$$C = (Ht \cdot 1/N \cdot \Sigma Hi)^n,$$

де *Ht* – показник таксономічної різноманітності, *Hi* – показник ієрархічної різноманітності, *N* – кількість рівнів, що аналізуються, *n* – показник ступеню 0,5 (Емельянов, 1999 ; Ємельянов та ін., 2002).

Розрахунок показника таксономічного різноманіття *(Ht*) проводиться у два етапи. Спочатку досліджується показник таксономічного багатства (ST), тобто підраховується загальна сума задіяних таксономічних компонентів спільноти, що розглядаються: видів, родів, родин, рядів і т.д. На другому етапі для кожного із задіяних таксономічних рівнів розраховується значення індексу Шенона. Для цього формуються відношення кількості таксонів даного рангу (рівня) до отриманого значення таксономічного багатства *ST* тобто, на видовому рівні кількість виявлених видів ділиться на загальну кількість таксонів в угрупованні (*ST*), на родовому рівні кількість родів також ділиться на це число т.д.). Отримані відношення є складовою *pi* у формулі індексу Шенона ($H' = - pi \cdot log\ pi$). Остаточне значення показника *Ht* є сумою отриманих значень індексу на задіяних таксономічних рівнях.

Алгоритм розрахунку показника «ієрархічного» різноманіття (*Hi*) також включає розрахунок за допомогою індексу Шенона на кожному таксономічному рівні. У цьому випадку *pi* є відношення кількісного значення таксону до загальної суми значень на рівні *i*.

В оригінальній програмі, створеній авторами, було впроваджено три алгоритми розрахунку показника складності (*C*), а саме: за представленими видами, чисельністю та частками задіяних у розрахунку таксонів. Розрахунки за допомогою програми потребували введення даних про кількість та значення чисельності задіяних таксонів на кожному з ієрархічних рівнів.

Слід також брати до уваги можливі випадки т. зв. таксономічної «виродженості». У випадку коли таксони вищих рангів інваріантні і представлені одиницею, ієрархічні схеми мінімізуються і рівні, які включають один таксон, не враховуються. Якщо «виродженість» таксономічної структури угруповання максимальна, то для отримання значимої величини *H′*, одиниця (присутність) наступного таксономічного рівня залишається у алгоритмі розрахунку (Емельянов, 1999).

Проте самі автори та інші дослідники, виходячи з досвіду практичного застосування показника структурної складності, вказували на низку обмежень, що вимагали з'ясування причин часом неадекватних його значень (Ємельянов, 1999; Юришинець та ін., 2014).

З цією метою у додатку *Excel* нами була створена програма, в якій розрахунки проводяться на основі заздалегідь визначеної загальної таксономічної структури основних груп макрофауни донних макробезхребетних.

Кінцеві результати демонструються у вигляді значень мультиплікативної функції (*C*) та її складових: показника таксономічного (*Ht*) і показника «ієрархічного» різноманіття (*Hi*). Розрахунки виконуються за трьома згаданими алгоритмами, та у випадках ситуацій таксономічної «виродженості».

Для проведення аналізу був задіяний ряд таксономічних моделей, запропонований І.Г. Емельяновим (Ємельянов, 1999) та доповнений моделями, що у своїй побудові та послідовності передбачали ріст значень таксономічного багатства і різноманітності.

Отримані результати свідчили, що із двох складових показника складності характер поведінки індексу *Ht* здебільшого не відображав тенденції збільшення значень у послідовності змодельованих угруповань, які представляли досить багаті у видовому відношенні та кількісті таксонів вищих рангів спільноти.

Детальний аналіз алгоритму розрахунку показника *Ht* та схем із різними алгоритмами «виродженості» таксонів, дозволив з'ясувати причини дещо суперечливих оцінок та виникнення ситуацій іноді неадекватної його поведінки.

У процесі розрахунку показника таксономічного різноманіття *Ht* формується певний ряд з відношень в яких кількість таксонів кожного задіяного рангу ділиться на значення показника таксономічного багатства (*ST).* При аналізі було виявлено, що причиною досить частої невідповідності значень є зустріч т. зв. «еквівалентних дробів» (дроби вважаються еквівалентними, якщо вони мають однакове значення (1/2 = 2/4 = 4/8 = 8/16 = 16/32 = 0,5). Як наслідок, виникають ситуації коли розраховані значення *Ht* моделей, які включають більшу кількість таксонів вищих рангів, є тотожними значенням угруповань з менш складною структурою побудови, що є нелогічним.

Слід також звернути увагу, що при використанні створеної авторами програми, у випадку ситуації таксономічної «виродженості» процедура мінімізації відсутня і таксони представлені одиницею, беруть участь у розрахунках. Внаслідок цього показник таксономічної різноманітності *Ht,* що має однакове значення для різних алгоритмів розрахунку показника складності (за видами, чисельністю та частками), відрізняється у випадку різних алгоритмів «виродження». Це є однією з причин невідповідності отриманих результатів.

На відміну від *Ht,* показник ієрархічного різноманіття *Hi* у більшості змодельованих ситуацій демонстрував близьке до прямолінійного зростання значень, але лише у випадку із задіяним алгоритмом розрахунку «за частками».

Разом з цим, звертає на себе увагу та обставина, що у розрахунку показника *Hi,* уже задіяні параметри показника таксономічного різноманіття *Ht*. Так, кількість відношень (дробів), що формуються при розрахунку *Hi* відповідає кількості задіяних таксономічних компонентів угруповання, яке аналізується: видів, родів, родин, рядів і т.д., тобто значенню показника таксономічного багатства *ST*. Це певною мірою, є відображенням якісно-кількісної характеристики організованості спільноти.

У заключних оцінках достатньо неадекватний характер поведінки *Ht* фактично маскується більшими значеннями іншого компоненту показника складності *Hi*. який в більшості розглянутих випадків, відображає послідовно зростаючі залежності у використаному ряду моделей.

Проведений аналіз та отримані результати, на наш погляд, приводять до висновку, що більш надійну та об'єктивну оцінку таксономічної структури біотичних угруповань необхідно проводити із задіяним алгоритмом розрахунку «за частками» без участі показника таксономічного різноманіття *Ht*.

Як варіант його заміни у мультиплікативній функції для відображення якісно-кількісної характеристики організованості угруповань є застосування бальної оцінки кожного задіяного таксономічного рангу із використанням відповідних коефіцієнтів.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Разнообразие и его роль в функциональной устойчивости и эволюции экосистем / Емельянов И.Г. - Киев, 1999. - 168 с.

Рекомендації щодо оцінки біорізноманіття екосистем (на прикладі птахів і ссавців північно-східної України) / Ємельянов І.Г., Полуда А.М., Загороднюк І.В.. – Київ, 2002. – 49 с.

Емельянов И. Г., Загороднюк И. В., Хоменко В. Н. Таксономическая структура и слож¬ность биотических сообществ // Екологія та ноосферологія. – 1999. – Том 8, № 4. – С. 6–17.

Юришинец В.И., Рыбка Т.С. Заиченко Н.В. Тасономическое разнообразие и сложность сообществ зоопланктона разнотипных водных объектов. Гидробиол. журн. 2014. Т. 50, № 5. С. 41—53.

УДК 574.283
Л. В. ГУЛЕЙКОВА
Інститут гідробіології НАН України,
проспект Володимира Івасюка, 12, Київ 04210, Україна

ТАКСОНОМІЧНА СТРУКТУРА ЗООПЛАНКТОНУ БАСЕЙНУ ДНІПРА В УМОВАХ ІНТЕНСИФІКАЦІЇ ПРОЦЕСУ ІНВАЗІЙ ЧУЖОРІДНИМИ ВИДАМИ

Останнім часом спостерігаються зміни ареалів деяких видів водних тварин. Головною причиною є зміни умов місць існування за рахунок природних і прискорених антропогенними чинниками процесів. При цьому спостерігаються перебудови у складі і структурі зоопланктону: види які мають вузькі межі толерантності до чинників середовища витісняються більш еврибіонтними видами, зникають деякі аборигенні види, стенобіонтні види стають у зоні ризику вимирання.

До складу зоопланктону басейну Дніпра входять представники трьох фауністичних комплексів (генетичних груп): прісноводного (бореального), солонуватоводного (понто-каспійського) і морського (середземноморського), при цьому види двох останніх груп є евригалінними та добре почувають себе у прісній воді (Беспозвоночные, 1989; Біорізноманіття, 2019). Звісно, що найбільше значення мають звичайні широко розповсюджені прісноводні види, а види інших груп складають лише 6–8 %.

Найбільша кількість інвазійних видів, або видів-вселенців, у складі зоопланктону мають понто-каспійське походження. Цими видами є гіллястовусі ракоподібні *Cercopagis pengoi* Ostroumov, 1891, *Podonevadne trigona ovum* (Zernov, 1901), *Cornigerius maeoticus* (Pengo, 1879); веслоногі ракоподібні – каланоіди *Eurytemora velox* (Lillgeborg, 1853), *E. affinis* (Poppe, 1880), *Heterocope caspia* Sars, 1897; циклопоіди *Colpocyclops dulcis* Monchenko, 1977 і *Paraergasilus rylovi* Markewitch, 1937. Вони потрапили сюди спершу з пригирлових ділянок Дніпра внаслідок штучної (ненавмисної) інтродукції або природної колонізації разом із баластними водами, або рознесенням їхніх стійких стадій (спор, латентних яєць тощо) вітром, птахами, тваринами (Плигин, 1989, Плигин, Емельянова, 1989). Натуралізація чужорідних видів стала можливою внаслідок встановлення у каскаді дніпровських водосховищ сприятливого гідрологічного і гідрохімічного режиму який властивий водоймам, що є осередком походження цих видів. Насамперед це сповільнення течії, збільшення глибин, підвищення мінералізації води як за рахунок стоку приток, таких як Десна, Прип’ять, Тетерів, Трубіж, Стугна тощо, так і фільтрації солей з підстильних порід, збільшення прозорості та каламутності води, а також зникнення різких міжсезонних і міжрічних коливань цих факторів (Беспозвоночные, 1989; Пашкова, 2013).

Понто-каспійські види з’явилися наприкінці 1950-х – початку 60-х років у нижньому з дніпровських Каховському водосховищі (*Cornigerius maeoticus, Cercopagis pengoi, Podonevadne trigona ovum*), а у 1960–70-х – вище Каховського, у Кременчуцькому – лише після спорудження нижчерозташованого Кам’янського водосховища (раніше Дніпродзержинського). У середині 1970-х і у 1980-х років вони зустрічалися у всіх дніпровських водосховищах (Беспозвоночные, 1989). Інтенсивність кількісного

розвитку їх була різною, але прослідкувалась певна закономірність: «спалах» чисельності виду-вселенця спостерігався на другий – третій рік після появи його у водоймі. Так, *C. maeoticus* вперше було зареєстровано у Кременчуцькому водосховищі у 1969 р., а у 1971 р. чисельність його складала понад 10 тис. екз/м^3. Веслоногий рачок *Heterocope caspia* вперше був зареєстрований у планктоні басейну Дніпра у 1981 р., а у 1983 р. став домінантом. За останніми даними у зоопланктоні двох верхніх дніпровських водосховищ, Київському і Канівському, і водоймах їх басейнів виявлено п'ять понто-каспійських видів (*Cercopagis pengoi, Podonevadne trigona ovum, Cornigerius maeoticus, Heterocope caspia, Colpocyclops dulcis*), які складають 4–5% загальної кількості видів. У верхній частині Київського водосховища було виявлено лише *H. caspia*, у нижній частині – *P. trigona, C. maeoticus, H. caspia, Colpocyclops dulcis*, у Канівському водосховищі – усі п'ять видів. Найцікавішим із солонуватоводно-морської групи є *Colpocyclops dulcis*. Цей циклоп, що відноситься до морської підродини Halicyclopinae, описаний В.І. Монченком у 1977 р. за матеріалами з водойм басейну нижнього Дніпра. У дніпровських водосховищах він мешкає у придонних шарах води на мілководдях, де нерідко домінує, а в основну водну товщу потрапляє тільки випадково. Тому *Colpocyclops dulcis* надзвичайно рідко та в малій кількості виявляється та ідентифікується зоопланктонологами, будучи своєрідним «видом-невидимкою», хоча його розміри достатньо великі, а будова тіла така характерна, що не побачити або сплутати його з іншими видами абсолютно неможливо. Нові уявлення про глибокий ендемізм понто-каспійських циклопів в Азово-Чорноморському басейні та високий ступінь морфологічної схожості *Colpocyclops dulcis* з каспійськими автохтонами дають повне право вважати його представником понто-каспійського фауністичного комплексу.

У складі зоопланктону басейну Дніпра представники понто-каспійської фауни не тільки є постійними компонентами, але на деяких біотопах часто стають і домінантами та субдомінантами. Це досить незвично, тому що на своїй «батьківщині» – в лиманах і морях – їм далеко не завжди належить вирішальна роль, бо там вони програють типово морським формам. У прісних водоймах «каспійці» не тільки не поступаються корінним мешканцям – прісноводним видам, але навіть переважають їх завдяки високому життєвому та адаптивному потенціалу (Біорізноманіття, 2019).

За матеріалами досліджень останніх років, у верхній частині Київського водосховища, для режиму якого характерні річкові риси внаслідок значного впливу вод Дніпра і Прип'яті та в яких відсутні інвазійні види, відмічено один понто-каспійський вид *Heterocope caspia* із частотою трапляння 50 %, чисельністю 37 екз/м^3 і біомасою 0,004 мг/м^3. У нижній частині цього водосховища з озерним режимом знайдено чотири види (*P. trigona, C. maeoticus, Heterocope. caspia, Colpocyclops dulcis*). їх частота трапляння становила 20–75 %, сумарна чисельність у різні роки була 28–3528 екз/м^3, біомаса – 0,003–0,339 мг/м^3. У верхній частині Канівського водосховища виявлено усі п'ять понто-каспійських видів. Їх відповідні характеристики становили 14–100 %, 10–3705 екз/м^3, 0,001–0,312 мг/м^3 (Пашкова, 2013).

Також останнім часом у водоймах України, зокрема у басейні Дніпра, почастішали знахідки так званих видів-інсайдерів, що поширюються у нові водойми в межах своїх ареалів. До них можна віднести *Diaphanosoma mongolianum* Ueno, 1938 (перша знахідка в Україні у водоймі-охолоджувачі Хмельницької АЕС), *Diaphanosoma orghidani* Negrea, 1982 (басейн Дніпра), поширенню яких ймовірно сприяє певна тенденція кліматичних змін та антропогенні чинники (Gromova, 2019).

Веслоногий рачок *Eurytemora velox* – евригалінний вид, широко розповсюджений в Європі, в основному, у солонуватих водах, звичайний у планктоні Північного,

Балтійського, Каспійського, Чорного и Азовського морів. Основні місця існування зосереджені поблизу гирлових ділянок річок, де він створює досить великі чисельності і є кормовим об'єктом для планктоноїдних риб. Крім того, зустрічається у різних прісних водоймах Європи. Аспекти пасивного і активного розселення цього виду у водоймах і водотоках вверх за течією Дніпра детально розглянула Л.В. Самчишина [2000, 2005]. Згідно її даних, вид зустрічається за межами давніх морських трансгресій і є каспійським іммігрантом. Аналіз трапляння рачка дозволяє припустити, що цей вид давно проник у водойми і водотоки басейну Дніпра. Цьому процесу сприяло еврибіонтність і пристосованість виду до переживання несприятливих умов (висихання, промерзання) навіть на пізніх стадіях розвитку.

У водоймах України також представлена група видів транспонто-каспійського походження, зокрема середземноморського *Calanipeda aquaedulcis* Kritschagin, яка проникла у прісні водойми Європи через Понто-Каспій. *Calanipeda aquaedulcis* поширилась у дніпровських водоймах, в основному у нижній частині, р. Інгулець, також була зареєстрована нами у водоймі-охолоджувачі Хмельницької АЕС.

Таким чином, основний склад адвентивної планктофауни у басейні Дніпра визначають види південного походження, серед яких переважають понто-каспійські. Потік холодноводного озерного комплексу північної Європи та інші напрямки розселення відіграють значно меншу роль.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Беспозвоночные и рыбы Днепра и его водохранилищ; отв. ред. Щербак Г.И.; АН УССР. Ин-т гидробиологии. К.: Наук. думка, 1989. 248 с.

Біорізноманіття та біоресурсний потенціал екосистем дніпровських водосховищ в умовах кліматичних змін і розвитку біологічної інвазії. Київ: Наук. думка, 2019. 255 с.

Пашкова О.В. Механизмы и особенности функционирования пелагического зоопланктона равнинного водохранилища (на примере Каневского водохранилища на р. Днепр). *Гидробиологический журнал*. 2013. Т. 49, № 5. С. 34–53.

Плигин Ю.В. Беспозвоночные каспийского комплекса в бентосе днепровских водохранилищ. Гидробиологические исследования пресных вод. Київ: Наук. думка, 1985. С. 43–50.

Плигин Ю.В., Емельянова Л.В. Итоги акклиматизации беспозвоночных каспийской фауны в Днепре и его водохранилищах. *Гидробиологический журнал*. 1989. Т. 25, № 1. С. 3–11.

Самчишина Л.В. Рецентное вселение олигогалинного вида *Eurytemora velox* (Lill.) (Copepoda, Calanoida) в Днепр и его крупные притоки // Экология моря. 2000. 52. С. 52–55.

Самчишина Л.В. Еколого-фауністичні і морфологічні аспекти вивчення прісноводних і солонуватоводних Calanoida (Crustacea, Copepoda) України. Дисс. … канд. біол. наук. Kyiv, 2005. 246 с.

Gromova, Yu.F., Protasov, A.A., Guleikova, L.V. Cladocera of genus Diaphanosoma (Crustacea: Cladocera) of the water bodies and water courses of Ukraine. *Hydrobiological Journal* 2018, 54(6), pp. 27–33.

УДК 574.5.504.591.5
О.М. ЛЄТИЦЬКА, К.Є. ЗОРІНА-САХАРОВА, М.Р. КОБА, С.О. АФАНАСЬЄВ
Інститут гідробіології НАН України,
проспект Володимира Івасюка, 12, Київ 04210, Україна

ФАУНА ДОННИХ БЕЗХРЕБЕТНИХ ЯК ІНДИКАТОР ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ РІЗНОТИПНИХ МАСИВІВ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД В БАСЕЙНІ РІЧКИ ІРПІНЬ

На початку повномасштабного вторгнення росії частина території басейну р. Ірпінь опинилась під впливом активних бойових дій. Внаслідок пошкодження прибережних та руслових ділянок, а також руйнування дамб, мостів, шлюзів та інших гідротехнічних споруд у ході бойових дій виникли несприятливі і навіть загрозливі екологічні ситуації. В період 2023–2024 рр. нами відмічались значні зміни гідроморфології річки та її заплавних територій, а також погіршення якості води в результаті надходження з водозбірної площі забруднюючих речовин як від затоплених накопичувачів побутових стоків, сміттєзвалищ тощо, так і потрапляння в річки забруднювальних речовин мілітарного походження. Все це спричинило зміни в структурі угруповань донної фауни, яка є важливим індикатором екологічного стану водних екосистем.

Мета роботи – провести дослідження структури донних угруповань та особливостей розподілу макробезхребетних в різнотипних масивах поверхневих вод (МПВ), як складової частини комплексної оцінки екологічного стану басейну р. Ірпінь.

Басейн річки Ірпінь складає 3340 км^2. За даними Державного водного кадастру (http://geoportal.davr.gov.ua/), в районі басейну річки Ірпінь визначено 61 масив поверхневих вод (МПВ), 54 МПВ відносяться до лінійних (водотоки) і 7 до полігональних (водосховища), 39 класифіковані як природні, а 22 відносяться до «кандидатів у істотно-змінені МПВ» (кІЗМПВ). Всього в басейні ідентифіковано 4 типи МПВ (Іванова та ін., 2024) .

Натурні дослідження фауни донних безхребетних проведені в період з вересня 2023 по квітень 2024 рр. на різних типах МПВ, в обсязі що відповідає вимогам Постанови Кабінету Міністрів України № 758 Про затвердження «Порядку здійснення державного моніторингу вод». Дослідження донних безхребетних проводили шляхом відбору проб із занурених твердих субстратів та рихлих донних відкладів, а також з рослин та їх залишків. Збір проводили у типових біотопах, що визначали за стандартними сертифікованими в ЄС методами – програмою AQUEM/STAR (AQEM Consortium (2002); Schmidt-Kloiber A., 2006). Для встановлення співвідношення донних ґрунтів та можливих масових поселень молюсків, а також обліку та відбору крупних молюсків проводили обстеження дна за допомогою підводного дрону Chasing M2S. Збір, фіксацію та обробку матеріалу здійснювали загальноприйнятими методами (Методи…, 2006).

На модельних ділянках басейну які представляють різні типи МПВ, загальна структура донної фауни та результати біоіндикації була наступною:

Мала річка на височині – р. Ірпінь біля с. Ходорків, дона фауна була представлена 58 видами з 13 груп. За видовим багатством переважають амфібіотичні комахи, серед яких найбільш різноманітні личинки Chironomidae – 15 видів. Тут зареєстровано вразливі види, що входять до переліку видів Червоної Книги України (ЧКУ) (Про затвердження переліків ..., 2021): це бабка *Annex imperator* (Leach, 1815) та молюск

Anodonta cygnea (Linnaeus, 1758). За рахунок високого різноманіття водних макробезхребетних ця ділянка за біотичними індексами та біоіндикаторами якості вод відноситься до МПВ «доброго» стану.

Мала річка на низовині. До цього типу відносяться ділянки річок Унава біля с. Сокольча та Жарка в межах с. Дідівщина, які зберегли природні ознаки, а також р. Лупа в с. Бишів, яка є кандидатом в істотно змінені МПВ (кІЗМПВ). Найбільше видове багатство донної фауни було на модифікованій ділянці р. Лупа – 46 видів з 15 таксономічних груп, а найменше 34 видів з 12 груп на р. Унава. Оцінка якості вод за показниками макробезхребетних була наступною: МПВ на річках Унава та Жарка був притаманний «задовільний стан», а для кІЗМПВ на р. Лупа, незважаючи за на її значну трансформацію, було визначено «добрий стан», що дає підстави для розгляду питання щодо переведення цієї ділянки до природніх МПВ.

Крім того, до цього типу річок нами віднесені малі річки Горенка та Мощунка, протяжність яких за офіційними даними менше 10 км, і тому вони відсутні у Державному водному кадастрі. У складі донної фауни цих МПВ було зареєстровано 37 (р. Горенка) та 32 (р. Мощунка) видів безхребетних з 17 таксономічних груп. За кількістю видів, чисельністю та біомасою тут також домінували амфібіотичні комахи. Тільки в Горинці були зареєстровані молюскі – *Sphaerium corneum* (Linnaeus, 1758), мохуватки – *Paludicella articulata* (Ehrenberg, 1831) та *Cristatella mucedo* Cuvier, 1798 (тільки статобласти), а також представник сино-індійської фауни олігохета *Branchiura sowerbyi* Beddard, 1892. Раритетні види представлені занесеною до ЧКУ *Calopteryx virgo* (Linnaeus, 1758). Оцінка стану за біотичними індексами характеризувала ці МПВ як такі, що мають «добрий» стан.

Середня річка на низовині. Цей тип представлений р. Унава біля с. Квітневе, р. Ірпінь біля сіл Дідівщина і Ярошівка, річками Буча та Рокач. Всі МПВ характеризувались досить високим видовим багатством 45–65 видів макробезхребетних. Найбільша чисельність видів була зареєстрована у р. Рокач (кІЗМПВ) – 65 з 12 таксономічних груп, а найменша – 45 видів з 15 груп в р. Унава. Серед видів ЧКУ виявлено німфи бабок *Calopteryx virgo* та *Annex imperator*, з двостулкових молюсків – *Anodonta cygnea*. За біотичними індексами досліджені ділянки мали переважно «добрий» стан, і лише для МПВ на р. Унава стан якості вод оцінювався як – «задовільний» стан.

Велика річка на низовині. Тип представлено р. Ірпінь від с. Чорногородка до с. Демидів. Загальне видове багатство МПВ цього типу становить понад 120 видів безхребетних, яке змінювалось від 44 (с. Демидів) до 71 (с. Чорногородка). В с. Княжичі зареєстровані понто-каспійський вид гамарид *Dikerogammarus haemobaphes* (Eichwald, 1841), а в с. Червоне – понто-каспійські мізиди *Limnomysis benedeni* Czerniavsky, 1882. У складі донної фауни знайдено види занесені в Червону книгу України: *Oxyethira flavicornis* (Pictet, 1834) (с. Чорногородка, Дзвінкове, Княжичі); *Calopteryx virgo* (с. Княжичі, Дзвінкове, Лука); *Anax imperato*r (с. Дзвінкове, Гостомель, Демидів), а також молюски *Anodonta cygnea* (с. Княжичі, Дзвінкове, Гостомель, Червоне). За біологічною індикацією «добрий» стан було визначено лише на ділянці р. Ірпінь від с. Дзвінкове до с. Княжичи та гирлі біля с. Димидів, інша частина масиву (що перебувала в зоні озброєного конфлікту), незважаючи на високе видове різноманіття на усіх створах моніторингу МПВ, мала «задовільний» стан.

Дона фауна Полігональних МПВ досліджена нами на прикладі Корнінського та Бучанського водосховищ, налічувала 27 та 34 видів безхребетних з 11 груп вищого рангу відповідно. За кількістю видів та чисельністю переважали личинки Chironomidae. Серед вразливих видів зустрічались німфи бабок *Calopteryx virgo* в Бучанському водосховищі

, а молюски *Anodonta cygnea* в обох водоймах. За біологічною індикацією обидва водосховища відносяться до кІЗМПВ із «задовільним» екологічним потенціалом

Таким чином, у складі донних безхребетних басейну р. Ірпінь було виявлено понад 200 видів макробезхребетних з 24 таксономічних груп вищого рангу, серед яких амфібіотичні комахи мали найбільше видове багатство та чисельність. По окремих групах тварин нараховувалось: личинок хірономід – 44 види, кільчастих червів – 35, молюсків – 24, личинок волохокрильців – 16, личинок бабок – 11, водних клопів – 11, по шість видів п'явок, одноденок та водних жуків, інші групи були представлені 1–5 видами. В басейні нами відмічені вразливі види що входять до ЧКУ: *Anax imperator, Calopteryx virgo, Anodonta cygnea, Oxyethira flavicornis.* Серед адвентивних відмічені понто-каспійські види: гамарида *Dikerogammarus haemobaphes* (Eichwald) та мізида *Limnomysis benedeni* Czerniavsky. Крім того у р. Горенка знайдено вид сино-індійської фауни *Branchiura sowerbyi*.

За біотичними індексами та індикаторними видами донних макробезхребетних досліджені МПВ, що зберегли природні ознаки чи мали незначний антропогенний вплив переважно мали «добрий» екологічний стан. «Задовільний» стан був характерний, в першу чергу, для МПВ що зазнають значного антропогенного навантаження і мають суттєві гідроморфологічні зміни, в тому числі і ділянки, які перебували в зоні активних військових дій у 2022 р. Найпомітніші прояви від військового тиску відімчаються у безпосередній близькості від смт Гостомель та сіл Романівка, Горенка і Мощун, а також в гирловий частині р. Ірпінь в районі підірваної дамби біля с. Демидів. Обидва полігональних МПВ – із «задовільним екологічним потенціалом».

Узагальнюючи отримані дані, слід зазначити, що даний басейн має суттєві гідроморфологічні зміни. Погіршення якості вод відбувається за рахунок залиття вигрібних ям, слабо очищених чи неочищених стічних вод, сміттєзвалищ тощо, що, в свою чергу, призводить не лише до прямої загибелі водних живих ресурсів, але і зменшення водного біорізноманіття та деградація заплавних ландшафтів. Це потребує корегуванні Планів Управління Річковими Басейнами (ПУРБ) з включенням в них заходів з ренатуралізації та ревіталізації.

Роботу виконано за фінансової підтримки Національного фонду досліджень України в рамках наукового проєкту № 2022.01/0077 «Розробка технологій та заходів з ревіталізації річкових систем, що постраждали наслідок російської агресії, як складова розділу 8 Планів Управління Річковими басейнами» за договором № 89/0077 від 01.03.2024.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Геопортал. Водні ресурси України. Державний водний кадастр: облік поверхневих водних об'єктів. URL: http://geoportal.davr.gov.ua/

Іванова Н.О., Дубняк С.С., Зоріна-Сахарова К.Є. Лєтицька та ін. (2024) Гідролого-морфологічна характеристика водних об'єктів басейну р. Ірпінь з урахуванням впливу воєнних дій: Гідробіол. журн. Т. 60, № 4. С. 85–107.

Арсан, О. М., Давидов, О. А., Дьяченко, Т. М., Евтушенко, М. Ю., Жукинський, В.М., Кирпенко, Н. І. та ін. (2006). Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод. За ред. В. Д Романенка. НАНУ: Ін-т гідробіології. К: Логос, 156–180.

Наказ Міністерства захисту довкілля та природних ресурсів України № 29 від 19.01.2021. (2021) Про затвердження переліків видів тварин, що заносяться до Червоної книги України (тваринний світ), та видів тварин, що виключені з Червоної книги України (тваринний світ): Офіційний вісник України. № 19. с. 449. ст. 837, код акту103305/2021.

AQEM Consortium (2002). Manual for the application of the AQEM system, A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive // http://www.aqem.de/ftp/aqem_manual.zip.

Schmidt-Kloiber A. (2006) The AQEM/STAR taxalist – a pan-European macro-invertebrate ecological database and taxa inventory / A. Schmidt-Kloiber, W. Graf, A. Lorenz [et al.]: Hydrobiologia. — V. 566, №. 1. – P. 325–342.

СЕКЦІЯ ІІ: ГІДРОЛОГІЧНІ, ГІДРОХІМІЧНІ ТА РАДІОЕКОЛОГІЧНІ ДОСЛІДЖЕННЯ ПРІСНОВОДНИХ ТА МОРСЬКИХ ЕКОСИСТЕМ

УДК: 628.194:628.11
ЧВАЛЮК Г. В., ГРУБІНКО В. В.
Тернопільський національний педагогічний університет імені Володимира Гнатюка, вулиця Максима Кривоноса, 2, Тернопіль, 46027, Україна

АЗОТФІКСАЦІЯ У ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМАХ ЗА УЧАСТЮ *CHLORELLA VULGARIS* В ЕКСПЕРИМЕНТІ

Вступ. Метаболізм у водоростей ключає біохімічні і транспортні процеси, за яких водорості поглинають поживні речовини середовища існування і перетворюють їх на метаболіти, необхідні для росту, розмноження та захисту організмів (Beardall John et ell, 2012). Наявність амонію в воді як результат діяльності мікроорганізмів, є початковим продуктом розкладання органічних речовин води, що містять азот.

Процеси відновлення азоту (N), включаючи денітрифікацію та дисиміляційне відновлення нітратів до амонію, є критичними для евтрофікації водойм. Однак розуміння домінуючих шляхів циклу азоту залишається обмеженим через високу складність процесів циклу азоту в водоймному середовищі (Hezhong Yuan et ell, 2023)

Збільшення вмісту амонію у воді спричинене надходженням в господарсько-побутові стічні води азотних і органічних добрив та метаболізму водних організмів. В глибинних шарах водойми аміак утворюється за рахунок відновлення нітратів без доступу кисню (аміак рослинного походження).

Ми досліджували цикл азоту в озерних екосистемах, на прикладі «Тернопільського ставу», як один з методів запобігання та контролю евтрофікації.

Екологічний гомеостаз сполук Нітрогену у водних екосистемах визначається швидкістю їх утворення за рахунок біогеохімічних процесів, метаболізму гідробіонтів, а також надходженням з антропогенних джерел та перетворенням і зв'язуванням у мікробіологічних та біохімічних процесах, що сукупно формує малий колообіг Нітрогену (Camargo J.A. et ell, 2010).

Метою нашого дослідження було вивчення процесу азотфіксації водоростями *in vivo Chlorella vulgaris.*

В аеробних та анаеробних умовах в результаті амоніфікації і автолізу білкових сполук утворюється аміаковий азот (NH_4^+), який в аеробних умовах окиснюється до нітритного азоту (NO_2^-), а далі до нітратного азоту (NO_3^-). Нітрат-іон (NO_3^-) надалі поглинається водоростями та вищими водяними рослинами (Клоченко П.Д., 2002)

Зелені водорості здатні засвоювати нітрити, нітрати та солі амонію, а останній становить собою субстрат для амонійзв'язуючих ферментів рослин. Серед них найефективнішими є: глутаматдегідрогеназа (ГДГ)(КФ 1.4.1.2):

2-оксоглутарат + NH_4^+ + *НАД(Ф)Н* → *глутамат* +*НАД(Ф)*$^+$ + H_2O.

Глутаматдегідрогеназа (ГДГ) каталізує взаємоперетворення α-кетоглутарату і глутамату, при якому одночасно відбувається взаємотрансформація неорганічного азоту амонію і органічного α-амінного азоту. Роль відновника може відігравати НАДН або НАДФН. Далі за дії трансаміназ азот глутамінової кислоти перерозподіляється, включаючись до складу інших амінокислот.

Використання рослинами амонійного або нітратного азоту залежить від ряду факторів. При нейтральній реакції (pH 7) амонійний азот (NH_4^+) засвоюється рослинами

краще, а кислій (pH 5,5) навпаки – краще поглинається нітратний NO_3, бо потрібно багато протонів для котранспорту нітратів (Beatriz Nastaro Boschiero et el., 2019).

Аміак бере участь у біосинтезі азотвмісних речовин у рослинній клітині. Він є ефективним регулятором клітинної активності (Ткачук К. А., 2018.)

Методи. У клітинах Chlorella та на багатьох інших організмах доведено, що основним фактором, який регулює активність глутамінсинтетази (ГС) – є амоній. Оскільки фермент характеризується високою спорідненістю до амонію, то при його значних концентраціях швидко втрачається функціональна активність ферменту. При знижених рівнях аміаку ГДГ інактивується, а ГС починає виконувати провідну роль у зв'язуванні амонію. Це, ймовірно, є еволюційно сформованим механізмом регуляції асиміляції амонію, який допомагає зберегти клітині необхідне співвідношення концентрацій АТФ/АДФ+АМФ, що порушується при інтенсивному синтезі глутаміну (Beardall John et ell, 2012).

Об'єктами лабораторних досліджень були культури зелених мікроводоростей *Chlorella vulgaris* Beijer. Для визначення активності ферментів, що зв'язують амонійний азот, готували гомогенати біомаси водоростей (Ruma Ranjan et ell, 2020)

Результати та обговорення. У водоростей глутамін є сполукою, за допомогою якої відбувається швидке і легке зв'язування та резервування в органічну форму екзогенного та ендогенного аміаку. За рахунок активного функціонування системи зворотньої ГДГ у клітинах водоростей може здійснюватися первинна детоксикація надлишкового аміаку, який інтенсивно утворюється за дії важких металів, а також забезпечуватися необхідними субстратом ферментна система синтезу амідів. Це більшою мірою стосується НАД–ГДГ, яка перетворює глутамат в α–кетоглутарат та відновлює $НАД^+$. Активність ГС піддається дуже складній регуляції, вона відіграє основну роль в асиміляції амонію та його амідуванні для зелених мікроводоростей, має високу активність та стабільність функціонування ферменту (John Beardall et ell, 2012).

Відомо, що НАДН-ГДГ є катаболічним ферментом і здійснює, переважно, дезамінування, а НАДФН-ГДГ – анаболічним і здійснює амінування. (Miflin B.J. et ell, 2002).

Аналіз результатів проведених досліджень свідчить про нижчу активність НАДН та НАДФН-залежної ГДГ у досліджуваному виді *Chlorophyta* порівняно з глутамінсинтетазою (ГС). Відомо, що ферментативна активність дорівнює кількості молей субстрату, що переробляються ферментом за одиницю часу, тому, відштовхуючись від цього, ми зробили висновок, що активність катаболічного ферменту НАДН-ГДГ більша від активності анаболічного ферменту НАДФН-ГДГ у 0,87 раз за даних умов. В цей час активність ГС є вищою порівняно активністю ГДГ приблизно в 1000 раз.

Висновки. Адаптаційний потенціал прісноводних водоростей в нормальних фізіологічних умовах полягає в тому, що ГДГ здійснює зв'язування чи виведення аміаку з клітин залежно від екологічних умов існування водоростей та їх потреб у азоті, а ГС є допоміжним ферментом у разі активації глутаматдегідрогеназного шляху фіксації аміаку рослинами.

Ключові слова: прісноводні одноклітинні водорості, *Chlorella Vulgaris,* аміак, амоній, глутаматдегідрогеназа, Тернопільський став.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Клоченко П.Д. Метаболізм азоту у прісноводних водоростей та його роль у формуванні їх угруповань і якості води: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня докт. біол. наук : спец. 03.00.17 “Гідробіологія”. К., 2002. 42 с

Ткачук К. А. Накопичення та перерозподіл різних форм азоту у рослинах перців за дії ретардантів. Актуальні питання географічних, біологічних та хімічних наук. Основні наукові проблеми та перспективи дослідження. Збірник наукових праць ВДПУ. Вінниця, 2018. 16 (21). С. 131-133. URL: https://www.nature.com/scitable/knowledge/library/biological-nitrogen-fixation-23570419/

Beardall J., Raven J. A. Algal Metabolism. Encyclopedia of Life Sciences. Wiley. Online library. 2012. https://doi.org/10.1002/9780470015902.a0000321.pub2 URL: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/9780470015902.a0000321.pub2

Beatriz Nastaro Boschiero, Eduardo Mariano, Ricardo Antunes Azevedo, Paulo Cesar Ocheuze Trivelin. Influence of nitrate - ammonium ratio on the growth, nutrition, and metabolism of sugarcane. Plant Physiol Biochem. 2019 Jun: 139:246-255. doi: 10.1016/j.plaphy.2019.03.024. URL: https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/30921736/

Camargo J.A., Alonso A. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment. 2006. Retrieved December 10, 2010, from http://www.aseanenvironment.info/Abstract/41013039.pdf. doi: 10.1016/j.envint.2006.05.002. URL: https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/16781774/

Hezhong Yuan, Yiwei Cai, Haixiang Wang, Enfeng Liu, Qingfei Zeng. Impact of seasonal change on dissimilatory nitrate reduction to ammonium (DNRA) triggering the retention of nitrogen in lake. J Environ Manage. 2023 Sep 1:341:118050. doi: 10.1016/j.jenvman.2023.118050. Epub 2023 May 2. https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/37141713/

Miflin B.J., Habash D.Z. The role of glutamine synthetase and glutamate dehydrogenase in nitrogen assimilation and possibilities for improvement in nitrogen utilization of crops. J. Exp. Bot. 2002. Vol. 53, № 370. P. 979-987. doi: 10.1093/jexbot/53.370.979. URL: https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/11912240/

Ruma Ranjan a,b , Navin Kumar, Ambedkar Gautam, Arvind Kumar Dubey, Shyam Narayan Pandey, Shekhar Mallick. Chlorella sp. modulates the glutathione mediated detoxification and S-adenosylmethionine dependent methyltransferase to counter arsenic toxicity in Oryza sativa L. Ecotoxicology and Environmental Safety 208 (202) 111418. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111418 . URL: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0147651320312550#bb1

УДК 504.056
Є.А. ЧУБЧЕНКО, Н.Л. ГУБАНОВА
Мелітопольський державний педагогічний університет імені Богдана Хмельницького
вул. Наукового містечка, 59, Запоріжжя 72000, Україна·
Дніпровський державний аграрно-економічний університет
вул. Сергія Єфремова, 25, Дніпро 49600, Україна

НАКОПИЧЕННЯ РАДІОНУКЛІДІВ ПРИРОДНОГО ТА ШТУЧНОГО ПОХОДЖЕННЯ ВИЩИМИ ВОДНИМИ РОСЛИНАМИ НА ПРИКЛАДІ ВИДУ *CERATOPHYLLUM DEMERSUM*

Екологічний стан водних екосистем знаходиться в плачевному вигляді внаслідок комплексного впливу ряду факторів різноманітного походження (Sapronova, 2024). Актуальними залишаються питання відновлення та збереження біорізноманіття задля підтримки процесу біоремедіації навколишнього середовища. Наявність всіх екологічних груп біогеоценозу забезпечує більш активний процес відновлення. Важливою проблемою водних систем є підвищений рівень евтрофікації водойм, тому наявність різних екологічних груп гідробіонтів можуть сприяти відновленню гідрохімічних та фізичних властивостей. На думку ряду дослідників значний ефект має чисельність та різноманіття фітопланктону та підтримка фіторемедіації водойм (Nikolenko, 2020).

Водні рослини в водоймах мають важливе значення, проте вирішальним є їх біомаса: при надмірному розростанні змінюються гідрохімічні властивості водойм, розпочинаються сукцесійні процеси, тощо. Проте, в визначених кількостях макрофіти відіграють важливе значення у водоймах, тому що утворюють первинну продукцію, збагачують воду киснем, є місцем притулку риб різних вікових груп. Визначення впливу рослин, що занурені у воду, проведено як в умовах лабораторних, так і польових експериментів. В ході досліджень визначено роль куширу зануреного (*Ceratophyllum demersum*) в процесах накопичення цезію-137 в водних екосистемах (Zorza et al, 2022).

Кушир занурений (*Ceratophyllum demersum*) в природних водоймах відноситься до гідатофітів з широким ареалом існування, являється еврібіонтним видом, який розповсюджений у більшості водойм помірного кліматичного поясу річок та озер з повільною течією. Біологічні особливості куширу дозволяють мешкати на ділянках різної глибини. Рослина активно фотосинтезує, виділяє кисень та сприяє переробці продуктів життєдіяльності в водних екосистемах (Беляєв, 2015; Волкова, 2018).

Річка Лозова є лівою притокою р. Вовча, яка впадає в р. Самара, в межах Дніпропетровської області. Річище річки Лозової є звивистим з широкою заплавою, на окремих ділянках зарегульоване ставками, що робить її важливим компонентом сільськогосподарського призначення та риборозведення. В літній час окремі ділянки річки дуже замулюються, інколи - пересихають (Харитонов, 2019).

Метою роботи було визначення вмісту радіонуклідів природного та штучного походження в організмі вищих водних рослин на прикладі куширу зануреного *(Ceratophyllum demersum).*

Відбір проб води та рослин здійснювався на ділянці р. Лозова (с. Росішки, Дніпропетровська область) влітку 2023 р. Гідрохімічні показники води визначалися експрес-методом, радіоекологічні дослідження проводилися в сертифікованій лабораторії.

За гідрохімічними показниками води р. Лозова відноситься до сульфатно-хлоридної. Середній показник мінералізації складає 1,8-2,2 гр/дм^3. В результаті проведених досліджень встановлено наявність радіонуклідів в пробах води та вищих водних рослин на прикладі куширу зануреного (Рис. 1).

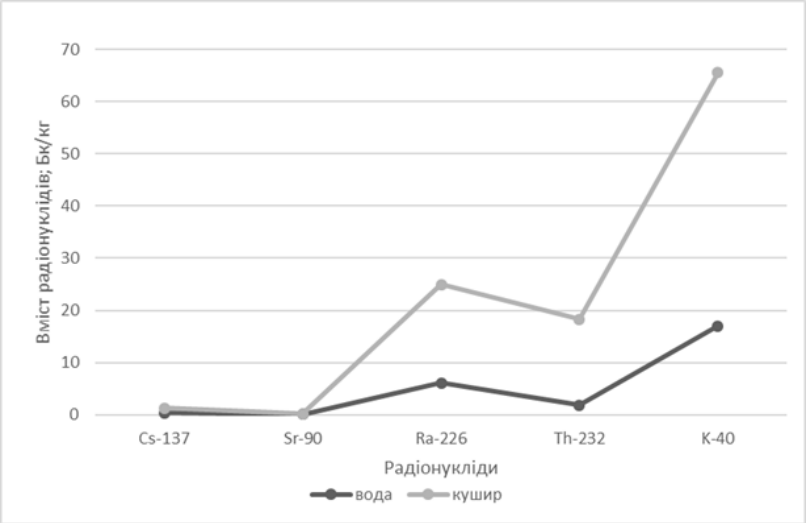

Рис. 1 – Вміст радіонуклідів в воді р. Лозова та куширі зануреному (Ceratophyllum demersum

Показники вмісту природних та штучних радіонуклідів відповідають граничнодопустимим нормам. Рівень штучних радіонуклідів у воді та куширі зануреному за цезієм-137 складає 0,4 та 0,9 Бк/кг, а за стронцієм-90 0,06 та 0,1 Бк/кг відповідно. Розташування акваторії річки в місцях, де проводяться шахтові роботи, значно впливає на рівень накопичення радіонуклідів природного походження, які надходять з атмосфери, з земної кори, переносяться у вигляді радіоактивного пилу, змиваються разом з дощовими водами та при таненні снігу. Вищі водні рослини відіграють роль фільтрів, що утримують, накопичують в собі забруднюючі речовини різного походження, тому в порівнянні з водою вміст радіонуклідів природного походження в організмі куширу зануреного є значно вищим та складає за радієм-226 18,9 Бк/кг, торієм-232 – 16,4 Бк/кг, калієм-40 – 48,5 Бк/кг. Вода досліджених ділянок містить радію-226 – 6,1 Бк/кг, торію-232 – 1,9 Бк/кг, калію-40 – 17 Бк/кг.

Акваторія річки значно заростає вищою водною рослинність, що впливає на її гідрохімічні показники та екологічний стан, тому питання біоремедіації являються актуальними.

З урахуванням біолого-екологічних властивостей куширу зануреного (*Ceratophyllum demersum*) воду дослідженої ділянки річки можна віднести до помірно-забрудненої з наявністю в ній забруднюючих речовин.

Кушир занурений є домінуючим видом макрофітів дослідженої ділянки та виконує функцію перерозподілу та накопичення радіонуклідів природного та штучного походження.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Беляєв В. В., Волкова О. М., Пришляк С. П. Моделювання динаміки формування радіоактивності водних рослин. Ядерна енергетика та довкілля, № 1 (5), 2015. – С. 44–49.

Волкова Е. Н., Беляев В. В., Пришляк С. П., Пархоменко А. А. Отмирание воздушно-водных растений как фактор миграции137Cs в водоемах. Ядерна фізика та енергетика. 2018. Т. 19. № 1 – С. 56–62.

Харитонов М. М. Екологічна оцінка якості води річки Самоткань у районі видобутку поліметалічних руд. Agrology. 2019, № 1, С. 22–26.

Nikolenko, Y. V. Вміст радіонуклідів у фітопланктоні на різних ділянках Запорізького водосховища. Наукові доповіді НУБіП України, [S.l.], n. 3(85), чер. 2020. ISSN 2223-1609. doi:http://dx.doi.org/10.31548/dopovidi2020.03.002.

Zorza L, Bertins M, Saleniece K, Kizane G, Grinbergs A, Eismonts U, Reinholds I, Viksna A, Muter O. (2022) Caesium-133 Accumulation by Freshwater Macrophytes: Partitioning of Translocated Ions and Enzyme Activity in Plants and Microorganisms. *Sustainability*. 2022; 14(3):1132. https://doi.org/10.3390/su14031132

Sapronova, V. O., Hubanova, N. L., & Matviienko, N. M. (2024). Accumulation of natural and artificial radionuclides in water and hydrobionts of fishing ponds of Dnipropetrovsk region. *Theoretical and Applied Veterinary Medicine*, *12*(1), 25-30. https://doi.org/10.32819/2024.12004

УДК 574.4:504.054

Л.О. ГОРБАТЮК, О.О. ПАСІЧНА, М.О. ПЛАТОНОВ
Інститут гідробіології НАН України,
проспект Володимира Івасюка, 12, Київ 04210, Україна

ОЦІНКА ПОТЕНЦІЙНОЇ ТОКСИЧНОСТІ ДЛЯ ГІДРОБІОНТІВ ВОДОЙМ ДЕНДРОПАРКУ «ОЛЕКСАНДРІЯ» (М. БІЛА ЦЕРКВА) ЗА ВМІСТОМ НАФТОПРОДУКТІВ

З кожним роком зростають обсяги надходження токсичних речовин у внутрішні водойми України. Окрім антропогенного тиску, до чинників, що негативно впливають на їх екологічний стан, додалися руйнівні наслідки військових дій. Це стосується як водойм урбанізованих територій, так і водних об'єктів природно-заповідного фонду, зокрема, дендрологічного парку «Олександрія» (м. Біла Церква).

Продукти переробки нафти належать до найбільш небезпечних токсикантів, вплив яких призводить до порушення природної екологічної рівноваги у водоймах та створює загрозу для безпечного існування гідробіонтів (Beyer, 2016). Основними джерелами їх потрапляння у внутрішні водойми є стічні води промислових і комунальних підприємств та поверхневий стік з площі водозбору під час дощів і паводків.

Впливаючи на усі ланки трофічного ланцюга, нафтопродукти насамперед є токсичними для гідрофітів, як продукційної та енергетичної основи гідробіоценозів, а також небезпечними для інших гідробіонтів (Barron, 2017).

Крім того, сира нафта та продукти її переробки здатні викликати у водних фотосинтезуючих організмів різні сублетальні ефекти, діючи на фотосинтез, дихання, ферментні системи, синтез білків і нуклеїнових кислот тощо (Lewis, 2013, Ramadass, 2017).

Фітотоксичні концентрації сирої нафти і нафтопродуктів суттєво залежать як від хімічного складу, так і від виду водоростей та стадії їхнього розвитку. Виявлено, що для більшості видів водоростей нафту (нафтопродукти) можна вважати високотоксичними, якщо їх LC_{50} становило 0,1–1,0 мг/дм^3, помірнотоксичними – LC_{50} в межах 1–10 мг/дм^3,

практично нетоксичними, якщо LC_{50} перевищувало 100 мг/дм^3 (Lewis, 2013). Припускають, що більша токсичність властива нафтопродуктам з високим вмістом ароматичних та асфальтенових сполук (Singh, 1990).

Важливо відмітити, що водойми дендропарку «Олександрія» впродовж тривалого часу досліджувалися на предмет їхнього забруднення неорганічними сполуками азоту і фосфору, хлоридами та органічними речовинами, про що свідчать відповідні публікації (Klochenko, 2019, Shevchenko, 2020).

Однак, стан забруднення ставків парку «Олександрія» специфічними речовинами токсичної дії, зокрема нафтопродуктами, до цього часу вивчений недостатньо. Не викликає сумніву, що дослідження ступеню забруднення ставків парку нафтопродуктами та іншими токсичними речовинами залишається актуальним завданням гідроекологічних досліджень і на сьогоднішній день.

В зв’язку з цим об'єктами дослідження були 11 ставків, розташованих на території дендропарку «Олександрія» (м. Біла Церква, Київська область). Дані водойми живляться за рахунок підземних джерел та формують три каскади, які розташовані відповідно у Східній, Середній і Західній балках.

Метою цієї роботи було визначення концентрації нафтопродуктів у ставках дендропарку «Олександрія» та оцінка їхнього потенційного впливу на життєдіяльність гідробіонтів та стан екосистеми в цілому.

Відбір проб води для визначення вмісту нафтопродуктів проводили у серпні 2022 р. за відповідними методиками (Арсан та ін., 2006, Методика, 1998). Проби відбирали в літоралі ставків з поверхневого (0,2–0,3 м) шару води.

При відборі проб для визначення вмісту нафтопродуктів не допускали потрапляння їхньої поверхневої плівки. Потім проводили фільтрування відібраної води через фільтрувальний папір для видалення механічних домішок. Масову концентрацію розчиненої у воді фракції нафтопродуктів визначали флуориметричним методом на аналізаторі рідини "Флюорат-02-3М". Метод заснований на екстракції нафтопродуктів з води гексаном з подальшим вимірюванням інтенсивності флуоресценції отриманого гексанового екстракту (Методика, 1998).

Оцінку якості води здійснювали згідно відповідної методики (Романенко, 1998), а визначені концентрації нафтопродуктів порівнювали з величинами, затвердженими у документах ЄС (Directive, 2013) для різних класів внутрішніх поверхневих вод.

Визначення концентрацій розчиненої фракції нафтопродуктів у воді ставків дендропарку «Олександрія» показало, що їх величини істотно відрізнялися для різних водойм залежно від їхнього місцезнаходження.

Одержані результати свідчать про те, що у 2022 р. концентрація нафтопродуктів у воді ставків Західної і Середньої балки мала невисокі значення і коливалася в межах 0,025–0,035 та 0,022–0,031 мг/дм^3 відповідно. Згідно екологічної класифікації якості поверхневих вод (Романенко та ін., 1998) за вмістом нафтопродуктів воду цих водойм можна віднести до категорії «досить чисті». Спираючись на результати попередніх досліджень можна припустити, що внаслідок процесів самоочищення водних екосистем дендропарку відбувається накопичення нафтопродуктів у мулах, вірогідно їх окиснення з утворенням легкомігруючих металоорганічних сполук, а також міграція з одночасним пониженням концентрації нафтопродуктів в основному потоці (Кулик, 2003).

На цьому фоні привертає увагу аномально висока концентрація нафтопродуктів (0,231 мг/дм^3) у воді ставка Холодний (Східна балка), що значно перевищує концентрації нафтопродуктів, визначені нормативними документами ЄС для водойм I та II класу якості вод як сприятливі для функціонування водних екосистем (0,05 і 0,1 мг/дм^3

відповідно). Згідно методики (Романенко та ін., 1998) за вмістом нафтопродуктів воду ставка Холодний можна віднести до категорії «брудні».

Слід зауважити, що в інших водоймах Східної балки концентрація нафтопродуктів була значно нижчою і становила 0,063 мг/дм^3 та 0,055 мг/дм^3 відповідно у ставках Лазневий і Дзеркальний. Але все одно перевищувала значення, регламентовані ЄС для водойм І класу якості вод. За екологічною класифікацією воду зазначених водойм можна вважати «слабко забрудненою».

Відомо, що живлення ставків дендропарку відбувається з підземних джерел. В результаті латеральної міграції розчинених нафтопродуктів відбувається розширення площі, охопленої забрудненням. Джерелом забруднення геологічного середовища парку нафтопродуктами, звідки відбувається їхня міграція у підземні і поверхневі води, є бази зберігання паливно-мастильних матеріалів, цехи з ремонту літаків, ремонту і випробування авіадвигунів колишніх військових частин (Кулик, 2003).

Вірогідно, що висока концентрація нафтопродуктів у воді ставків Східної балки парку є наслідком тривалої міграції нафтових вуглеводнів з потоком ґрунтових вод у поверхневі води ставків, що можуть бути розташовані досить віддалено від джерела забруднення. Фахівцями висловлено припущення, що міграція забруднювальних речовин з місця живлення ґрунтових вод до місця їх дренування у водойми відбувається в зонах підвищеної провідності, утворених прошарками флювіогляціального піску (Bricks, 2020).

Таким чином, концентрації нафтопродуктів, виявлені у воді ставків дендропарку «Олександрія», становлять потенційну загрозу розвитку токсичних ефектів у гідробіонтів різних трофічних рівнів та здатні негативно впливати на екологічний баланс цих водойм. Крім того, багаторічні дослідження ТА аналіз фахових публікацій свідчать про хронічний характер нафтового забруднення водойм дендропарку.

Для запобігання токсичному впливу нафтопродуктів на життєдіяльність гідробіонтів, необхідне вжиття комплексу заходів з метою вчасного виявлення і ліквідації джерел їхнього потрапляння у водойми дендропарку «Олександрія».

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Арсан О. М., Давидов О. А., Дьяченко Т. М. та ін. (2006). Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод. За ред. В. Д. Романенка. НАНУ: Ін-т гідробіології. К.: Логос, 408 с.

Кулик С. М. (2003). Динаміка розповсюдження техногенного забруднення у біокосних системах території державного дендропарку «Олександрія». Пошукова та екологічна геохімія. № 2–3. С. 58–61.

Методика выполнения измерений массовой концентрации нефтепродуктов в пробах питьевых, природных и сточных вод флуориметрическим методом на анализаторе жидкости "Флюорат-02". (1998). МВВ 99-12-98. 19 с.

Романенко В. Д., Жукинський В. М., Оксіюк О. П. та ін. (1998). Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями. К.: Символ-Т. 28 с.

Barron M. G. (2017). Photoenhanced toxicity of petroleum to aquatic invertebrates and fish. Arch. Environ. Contam. Toxicol. Vol. 73, N 1. P. 40–46.

Beyer J., Trannum H. C., Bakke T. et al. (2016). Environmental effects of the Deepwater Horizon oil spill: a review. Mar. Pollut. Bull. Vol. 110, N 1. P. 28–51.

Bricks A. I., Gavryliuk R. B., Negoda Y. O. (2020). Hazard of petrochemical pollution of ponds of the «Olexandria» arboretum (Bila Tserkva). J. of Geology, Geography and Geoecology. N 29 (2). P. 243–251.

Directive 2013/39/EU of the European Parliament and of the Council of 12 August 2013 amending Directives 2000/60/EC and 2008/105/EC as regards priority substances in the field of water policy Text with EEA relevance. Directive — 2013/39 — EN — EUR-Lex (europa.eu). http://data.europa.eu/eli/dir/2013/39/oj.

Klochenko P. D., Shevchenko T. F., Nezbrytskaya I. N. et al. (2019). Phytoplankton production and decomposition characteristics in water bodies differing in the degree of their contamination by inorganic compounds of nitrogen and phosphorus. Hydrobiol. J. Vol. 55, Iss. 3. P. 29–43.

Lewis M., Rachel Pryor R. (2013). Toxicities of oils, dispersants and dispersed oils to algae and aquatic plants: review and database value to resource sustainability. Environ. Pollut. Vol. 180, P. 345–367.

Ramadass K., Megharaj M., Venkateswarlu K., Naidu R. (2017). Toxicity of diesel water accommodated fraction toward microalgae, *Pseudokirchneriella subcapitata* and *Chlorella sp.* MM3. Ecotoxicol. Environ. Saf. Vol. 142, P. 538–543.

Shevchenko T., Klochenko P., Nezbrytska I. (2020). Response of phytoplankton to heavy pollution of water bodies. Oceanol. Hydrobiol. St. Vol. 49, N 3. P. 267–280.

Singh A. K., Gaur J. P. (1990). Effects of petroleum oils and their paraffinic, asphaltic, and aromatic fractions on photosynthesis and respiration of microalgae. Ecotoxicol. Environ. Saf. Vol. 19, Iss.1. P. 8–16.

УДК 574.4:504.054

О.О. ПАСІЧНА[1], Л.О. ГОРБАТЮК[1], М.О. ПЛАТОНОВ[1], С.П. БУРМІСТРЕНКО[1], О.О. ГОДЛЕВСЬКА[2]

[1]Інститут гідробіології НАН України,
проспект Володимира Івасюка, 12, Київ 04210, Україна
[2]Національний університет біоресурсів і природокористування України,
вул. Героїв Оборони, 15, Київ 03041, Україна

ВАЖКІ МЕТАЛИ У ВОДОЙМАХ ДЕНДРОПАРКУ «ОЛЕКСАНДРІЯ» (М. БІЛА ЦЕРКВА, УКРАЇНА): ВМІСТ ТА ПОТЕНЦІЙНА ТОКСИЧНІСТЬ

Антропогенне забруднення природних вод важкими металами є проблемою світового масштабу, оскільки велика кількість металів надходить у водойми з недостатньо очищеними стічними водами промислових підприємств та виробництв, внаслідок неефективної утилізації побутових відходів, роботи сміттєспалювальних заводів, при неконтрольованому використанні добрив у сільському господарстві [Garai, 2021]. Токсичність важких металів пов’язана з такими їхніми властивостями як стійкість (не зазнають біорозкладу), здатність до накопичення у донних відкладах та гідробіонтах, а також міграція по харчовим ланцюгам [Singh, 2022].

Об’єктами наших досліджень були 11 ставків на території дендропарку «Олександрія» (м. Біла Церква, Київська область), які формують три каскади і розташовані відповідно у Східній, Середній і Західній балках. Відбір проб води для визначення вмісту важких металів проводили у серпні 2022 р. Для визначення розчинної форми металів ($Zn_{розч}$, $Mn_{розч}$, $Pb_{розч}$, $Ni_{розч}$, $Cu_{розч}$, $Fe_{розч}$) відібрану воду фільтрували через нітроцелюлозні мембранні фільтри «Fioroni» (КНР) з діаметром пор 0,45 мкм та

підкисляли концентрованою азотною кислотою. Визначення концентрації розчинної форми металів у воді проводилось методом оптичної емісійної спектроскопії з індуктивно-зв'язаною плазмою на оптичному емісійному спектрометрі iCAP 6300 Duo (Thermo-Fisher Corporation, США) [Національний Ботанічний…].

Результати проведених досліджень показали, що концентрації розчинної форми купруму у воді ставків Західної Балки (Потерчата, Русалка, Водяник, Скельний) дендропарку «Олександрія» становили 41–67 мкг/дм^3, тобто були значно вищими за концентрації металу, вказані як достатньо сприятливі для функціонування водних екосистем (<20 мкг/дм^3 $Cu_{розч}$) [Proposed system…, 2007]. Згідно [Романенко, 1998] за концентрацією $Cu_{розч}$ вода досліджуваних водойм Західної Балки належить до категорії «брудні». Експериментальні дослідження показали, що виявлені концентрації $Cu_{розч}$ у водоймах Західної балки можуть токсично впливати на життєдіяльність як риб [Garai, 2021], так і гідрофітів [Pasichna, 2022]. Серед інших ставків дендропарку «Олександрія» більшими концентраціями $Cu_{розч}$ характеризувалися ставки Дзеркальний, Холодний і Лебединий (31–34 мкг/дм^3). В інших водоймах парку вміст $Cu_{розч}$ становив 14–24 мкг/дм^3.

Концентрація $Zn_{розч}$ у воді ставків дендропарку «Олександрія» знаходилась в межах 22–96 мкг/дм^3. При цьому найвищу концентрацію $Zn_{розч}$ виявлено у воді водойм Західної Балки (66–96 мкг/дм^3), яку, згідно [Романенко, 1998], за вмістом $Zn_{розч}$ можна віднести до категорії «помірно забруднені». Максимальним вмістом $Mn_{розч}$ у воді характеризувалися ставки Потерчата і Русалка (Західна балка), відповідно 391 та 221 мкг/дм^3. Вода цих ставків Західної Балки за концентрацією $Mn_{розч}$ належить до категорії «помірно забруднені» [Романенко, 1998]. Всі інші досліджувані водойми дендропарку характеризувались меншою концентрацією мангану (47–119 мкг/дм^3). Встановлено, що підвищені концентрації Zn і Mn у водоймах можуть токсично впливати на гідробіонти. Зокрема, доведено, що зростання концентрації цинку у воді несприятливо відображається на процесах розвитку ікри та темпах росту мальків деяких видів риб [Zang, 1991]. При концентраціях цинку у воді, що виявляють гостру токсичність, руйнується тканина зябер риб, що призводить до їх швидкої загибелі. Зростання концентрації мангану у водному середовищі призводить до змін у печінці і виникнення окиснювального стресу в організмі *Carassius auratus* L. [Garai, 2021].

У воді досліджуваних ставків також виявлено $Pb_{розч}$ у концентрації 1,3–7,2 мкг/дм^3. Існують рекомендації, що для нормального функціонування водних екосистем концентрація $Pb_{розч}$ у водоймах не повинна перевищувати 2,5 мкг/дм^3 [Proposed system…, 2007]. Однак, токсичність Pb^{2+} може зменшуватись внаслідок значної здатності йонів металу до комплексоутворення і випадання в осад, яка зростає при підвищенні pH водного середовища в результаті життєдіяльності рослинних організмів [Linnik, 2000]. У зв'язку з цим зменшується біодоступність та токсичність плюмбуму для гідробіонтів. Досліджувані водойми дендропарку «Олександрія» м. Білої Церкви можна віднести до категорії «досить чисті» за екологічною класифікацією якості поверхневих вод [Романенко, 1998].

В ставках дендропарку «Олександрія» концентрація $Fe_{розч}$ знаходилась в межах 28–133 мкг/дм^3. Слід зазначити, що нормативи якості поверхневих вод розраховані головним чином на вміст загального феруму. Так у Водній Рамковій Директиві було запропоновано концентрацію загального феруму 0,73 мг/дм^3 вважати граничним допустимим показником для безхребетних [Proposed quality…, 2012]. Однак, встановлено, що для риб, зокрема *Salmo trutta* L., токсичність феруму (III) може виявлятися вже за концентрації 50 мкг $Fe_{розч}$ [Dalzell, 2005]. Також доведено, що

цитотоксичність феруму пов'язана, головним чином, з його двохвалентною формою, яка характеризується значною біодоступністю та може спричинити пошкодження у тканинах живих організмів навіть при відносно низьких концентраціях [He, 2008].

Щодо нікелю, то в усіх досліджуваних ставках дендропарку «Олександрія» його концентрації знаходились в межах 2,1–5,3 мкг/дм^3. Згідно [Романенко, 1998], за концентрацією $Ni_{розч}$ всі досліджувані водойми парку можна віднести до категорії «чисті».

Слід відзначити, що забруднення водойм Західної балки парку деякими важкими металами, зокрема Cu і Zn, у 2022 році зросло у декілька разів порівняно з 1995–2001 рр. [Плескач, 2004].

Таким чином, в результаті проведених досліджень встановлено підвищений рівень забруднення ставків Західної балки дендропарку «Олександрія» важкими металами (Cu, Zn, Mn, Fe, Pb) та можливість їх токсичного впливу на гідробіонти, що створює хронічно несприятливі умови для функціонування водних екосистем в цілому.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Національний Ботанічний сад ім. М.М.Гришка: ЦККП «СЦЕА» (nbg.kiev.ua)

Плескач А.Я. (2004). Забруднення водойм дендропарку «Олександрія» та його вплив на стан рослинності. Інтродукція рослин. № 2. С. 80–87.

Романенко В.Д., Жукинський В.М., Оксіюк О.П. та ін. (1998). Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями. К.: Символ-Т. 28 с.

Dalzell D.J.B., Macfarlane N. (2005). The toxicity of iron to brown trout and effects on the gills: a comparison of two grades of iron. J. Fish Biology. Vol. 55, N 2. P. 301–315.

Garai P., Banerjee P., Mondal P. and Saha N.C. (2021). Effect of heavy metals on fishes: toxicity and bioaccumulation. J. Clin. Toxicol. Vol. 11, Iss. S18, N 001. P. 1–10.

He W.-l., Feng Y., Li X.-l. et al. (2008). Availability and toxicity of Fe (II) and Fe (III) in Caco-2 cells. J. Zhejiang Univ. Sci. B. Vol. 9, N 9. P. 707–712.

Linnik P.N. (2000). Heavy metals in surface waters of Ukraine: their content and forms of migration. Hydrobiol. J. Vol. 36, N 3. P. 31–54.

Pasichna O.O., Gorbatiuk L.O., Platonov M.O. et al. (2022). Peculiarities of the influence of copper (II) and lead (II) on the content of pigments in *Ceratophyllum demersum* L. Hydrobiol. J. Vol. 58, N 6. P. 48–59.

Proposed quality standards for iron in freshwaters based on field evidence (for consultation) by Water Framework Directive - United Kingdom technical advisory group (WFD-UKTAG). (2012). SNIFFER/Environment agency. P. 1–37. https://wfduk.org/sites/default/files/Media/Iron%20-%20UKTAG.pdf

Proposed system of surface water quality standards for Moldova: technical report for the EAP task force secretariat/OECD in the framework of the project "Support for convergence with EU water quality standards in Moldova». (2007). OECD Publishing.

Singh A., Sharma A., Verma R.K. et al. (2022). Heavy metal contamination of water and their toxic effect on living organisms. https://www.intechopen.com/chapters/82246.

Zang W., Lin Ye, Xuancheng Xu, Shuchun G. (1991). Toxic effects of zinc on four species of freshwater fish. Chinese J. Oceanology and Limnology. Vol. 9, Iss. 1. P. 64–70.

УДК 577.34:581.526.3
О.М. ВОЛКОВА, В.В. БЕЛЯЄВ, С.П. ПРИШЛЯК, Д.І. ГУДКОВ
Інститут гідробіології НАН України,
Проспект Володимира Івасюка, 12, Київ 04210, Україна

^{241}Am У МАКРОФІТАХ ВОДОЙМ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ АЕС

Випромінювання накопичених живими організмами, зокрема й водними рослинами, радіоактивних елементів формує їхнє внутрішнє опромінення. На теперішній час виконані дослідження, які віддзеркалюють закономірності накопичення ^{90}Sr та ^{137}Cs у гідробіонтів водойм Чорнобильської зони відчуження (ЧЗВ) і на основі одержаних результатів визначали дози внутрішнього опромінення рослин (Gudkov et al. 2016, 2017). У той же час на величину дози опромінення гідробіонтів може впливати й випромінювання інших радіонуклідів, зокрема ^{241}Am.

^{241}Am – трансурановий елемент, що утворюється при роботі реакторів і під час ядерних вибухів шляхом β-розпаду ^{241}Pu, викид якого у навколишнє середовище за активністю приблизно відповідав надходженню ^{90}Sr, а величини щільності забруднення території ближньої зони ЧАЕС ^{90}Sr, ^{137}Cs та ^{241}Pu були приблизно однаковими (Чернобыль …, 1990; Тютюник, 2004). Екологічна небезпека ^{241}Am зумовлюється насамперед його високоенергетичним α-випромінюванням, тривалим періодом напіврозпаду і тим, що цей елемент є родоначальником радіоактивного сімейства. І якщо активність ^{90}Sr та ^{137}Cs у компонентах водойм із часом зменшується, то максимальної активності ^{241}Am можна очікувати через 70 р. після аварії (Чернобыль …, 1990). Енергія випромінювання ^{241}Am на один розпад, яка реалізується у об’єми водних рослин, в 15–25 разів більша, ніж аналогічні величини для ^{90}Sr або ^{137}Cs, а відносна біологічна ефективність випромінювання ^{241}Am у 5–20 разів більша, ніж ^{90}Sr або ^{137}Cs (Немец, Гофман 1975; Савинский и др. 1986; ICRP, 2017), отже можна очікувати збільшення дози опромінення і, відповідно, збільшення кількісних показників ураження рослин.

Враховуючи те, що до теперішнього часу закономірності накопичення ^{241}Am гідробіонтами не досліджувалися, мета роботи – визначення рівнів накопичення ^{241}Am у макрофітів та оцінити його роль у формуванні дози внутрішнього опромінення.

Проби рослин відбирали упродовж 2020–2024 рр. у найбільших 4-х водоймах, які утворилися після припинення водопостачання водойми-охолоджувача Чорнобильської АЕС (ВО ЧАЕС), озері Азбучин та Янівському затоні; упродовж 2020–2021 рр. – в озерах Глибоке та Вершина.

Біологічними об’єктами досліджень були 19 видів вищих водних рослини, які належать до 3-х основних екологічних груп - занурені (гідатофіти), рослини з плаваючим на поверхні води листям (плейстофіти), повітряно-водні (гелофіти) та зелені нитчасті водорості роду C*ladophora*.

Питому активність радіонуклідів визначали загально-прийнятими γ- та β-спектрометричними методами. Проби вимірювали в однаковій геометрії, статистична похибка вимірів ^{90}Sr не перевищувала 15 %, ^{137}Cs – 5 %, ^{241}Am – у більшості випадків 25 %. Питома активність радіонуклідів наведена у Бк/кг повітряно-сухої маси. Дозу внутрішнього опромінення розраховували за (Belyaev et al. 2023).

У рослинах досліджених водойм зареєстровані 5 штучних радіонуклідів – ^{60}Co, ^{90}Sr, ^{137}Cs, ^{154}Eu та ^{241}Am. В усіх зразках рослин виявлені ^{90}Sr та ^{137}Cs, частота реєстрації

^{241}Am становила 32, ^{60}Co та ^{154}Eu – близько 10 % від усієї кількості проб, що були відібрані у кожній водоймі.

На час проведення досліджень радіоактивність рослин водойм ЧЗВ в основному була обумовлена ^{90}Sr та ^{137}Cs, і максимальні рівні накопичення цих радіонуклідів в надземних органах вищих водних рослин в оз. Азбучин досягали відповідно 695000 та 63400 Бк/кг, в оз. Вершина – 401000 та 27000, оз. Глибоке – 99000 та 29400, Янівському затоні – 46300 та 14000, ВО ЧАЕС – 14000 та 47000 Бк/кг. Питома активність ^{241}Am у рослин в основному була на один та більше порядки меншою і в оз. Азбучин становила від 3 до 1811, оз. Вершина – від 9 до 1350, оз. Глибокому – від 19 до 934, ВО ЧАЕС – від 6 до 980 Бк/кг. У рослинах з Янівського затону питома активність^{241}Am становила від 4 до 680 і лише в одному зразку (кушир занурений) досягала 24290 Бк/кг. Доречно відзначити, що саме у цьому випадку внесок ^{241}Am до сумарної активності рослини становив 28 %, тоді як у більшості зразків не перевищував 5 %. Необхідно відзначити, що в окремих пробах рослин ^{241}Am був пов'язаний з гарячими частками.

Питома активність ^{241}Am у зелених нитчастих водоростях зареєстрована у діапазоні величин від 22 до 400 Бк/кг.

Питома активність ^{60}Co та ^{154}Eu у рослинах становила 0,3–108 Бк/кг і не відігравала істотної ролі у формуванні їхнього радіонуклідного забруднення.

Слід відзначити, що у випадках реєстрації ^{241}Am у надземних органах та ґрунтових коренях окремих екземплярів гелофітів питома активність коренів завжди була вищою, ніж надземних органів. Так, активність ^{241}Am у коренях лепешняку великого перевищувала його вміст у надземних органах у 3–27, рогозу вузьколистого у 5–24, очерету звичайного – у 15–300, сусака зонтичного 2–8 разів.

Потужність дози, яка була сформована випромінюванням інкорпорованого ^{241}Am, становила у надземних органах макрофітв оз. Азбучин від 0,1 (очерет звичайний) до 46 (ряска мала), оз. Вершина – від 0,2 (очерет звичайний) до 34 (струмковий мох), оз. Глибокого – від 0,3 (латаття біле та глечики жовті) до 24 (кушир занурений), ВО ЧАЕС – від 0,2 (водопериця колосиста, їжача голівка, осока гостра) до 25 (водопериця колосиста), Янівського затону – від 0,1 (латаття біле та глечики жовті) до 613 мкГр/доба (кушир занурений), а внесок його випромінювання у формування величини потужності внутрішньої дози у рослин зазначених водойм складав відповідно 0,1–17, 0,6–6,1, 1,1–15, 2,2–84, 1,8–89 %. При цьому мінімальні величини потужності дози та внеску до сумарної внутрішньої дози, в основному, були притаманні надземним органам гелофітів та плейстофітів, максимальні – гідатофітам та зеленим нитчастим водоростям. Потужність внутрішньої дози коренів гелофітів, яка була сформована випромінюванням ^{241}Am, в оз. Азбучин становила від 2 до 47, оз. Вершина – від 11 до 48, оз. Глибокого – від 4,3 до 38, ВО ЧАЕС – від 0,2 до 1,5, Янівського затону – від 1,7 до 13 мкГр/доба, а внесок його випромінювання у формування величини потужності внутрішньої дози коренів гелофітів зазначених водойм складав відповідно 4–54, 10–36, 24–56, 7–56 та 47–90 %.

Таким чином, у рослинах водойм ЧЗВ були зареєстровані 5 штучних радіонуклідів – ^{60}Co, ^{90}Sr, ^{137}Cs, ^{154}Eu та ^{241}Am. В усіх зразках рослин виявлені ^{90}Sr та^{137}Cs. Частота реєстрації ^{241}Am складала приблизно 32 % від усієї кількості проб.

Питома активність ^{241}Am у досліджених видах рослин зареєстрована у діапазоні величин від 3 (надземні органи гелофітів озер Азбучин і Глибоке та Янівського затону) до 24290 Бк/кг (кушир занурений, Янівський затон).

Питома активність ^{241}Am у ґрунтових коренях гелофітів у 2–300 разів перевищувала рівні його накопичення у надземних органах.

Потужність дози, яка була сформована випромінюванням інкорпорованого ^{241}Am, становила у надземних органах макрофітв досліджених водойм ЧЗВ 0,1–613, у коренях гелофітів 0,2–48 мкГр/доба.

Мінімальні величини потужності дози та внеску до сумарної внутрішньої дози, в основному, були притаманні надземним органам гелофітів та плейстофітів, максимальні – гідатофітам, зеленим нитчастим водоростям та грунтовим кореням гелофітів.

В окремих пробах внесок випромінювання інкорпорованого ^{241}Am до величини потужності внутрішньої поглиненої дози органів та тканин рослин досягав 90 %.

^{241}Am в складі гарячих часток може формувати до 90 % величини потужності внутрішньої поглиненої дози рослин.

Роботу виконано за підтримки Національного фонду досліджень України (проект № 2023.03/0156) і Національної академії наук України, а також у співробітництві з Державним спеціалізованим підприємством «Екоцентр» Державного агентства України з управління зоною відчуження.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Немец О.Ф., Гофман Ю.В. (1975). Справочник по ядерной физике. Київ: Наук. думка. С. 36—78.

Савинский А.К., Попов В.И., Кулямин В.А. (1986). Спектры ЛПЭ и коэффициент качества инкорпорированных радионуклидов: Справочник. Москва: Энергоатомиздат. 144 с.

Тютюник Ю.Г. (2004). Екологічна радіогеохімія: Навчальний посібник / Ю.Г. Тютюник, Е.С. Яновська; Київ. Нац. ун-т ім. Тараса Шевченка – К.: Видавничо-поліграфічний центр “Київський університет”. 188 с.

Чернобыль: Радиоактивное загрязнение природных сред /Ю.А. Израэль, С.М. Вакуловский, В.А. Ветров и др. (1990). Л.: Гидрометеоиздат, 296 с.

Belyaev VV, Volkova OM, Gudkov DI, Prishlyak SP, Skyba VV. (2023). Radiation dose reconstruction for higher aquatic plants and fish in Glyboke Lake during the early phase of the Chernobyl accident. Journal of Environmental Radioactivity. 2023 Jul; 263:107169. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2023.107169. PMID: 37043841.

Gudkov D., Shevtsova N., Pomortseva N. et al. (2017). Aquatic Plants and Animals in the Chernobyl Exclusion Zone: Effects of Long-Term Radiation Exposure on Different Levels of Biological Organization (Book chapter) In Genetics, Evolution and Radiation, Springer, Biosphere and Humanity / Ed.by V. Korogodina, C. Mothersill, S. Inge-Vechtomov, C. Seymour. Series C: Environmental Security. Dordrecht: Springer. P. 287—302.

Gudkov, D.I., Shevtsova, N.L., Pomortseva, N.A., et al. (2016). Radiation-induced cytogenetic and hematologic effects on aquatic biota within the Chernobyl exclusion zone. Journal of Environmental Radioactivity. 151, 438-448.

ICRP (2017). Dose coefficients for non-human biota environmentally exposed to radiation. ICRP Publication 136. Ann. ICRP 46(2).

УДК [577.34:59](285.2/3)
О.Є. КАГЛЯН, Д.І. ГУДКОВ, В.В. БЕЛЯЄВ, С.П. ПРИШЛЯК, Н.А. ПОМОРЦЕВА, М.О. МЕНЬКОВСЬКА
Інститут гідробіології НАН України,
проспект Володимира Івасюка,12, Київ 04210, Україна

ДОЗИ РАДІАЦІЙНОГО ОПРОМІНЕННЯ РИБ У ВОДОЙМІ-ОХОЛОДЖУВАЧІ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ АЕС НА СУЧАСНОМУ ЕТАПІ

Дослідження змін радіоекологічної ситуації у водоймах Чорнобильської зони відчуження (ЧЗВ) і, зокрема, динаміки питомої активності основних дозоутворювальних радіонуклідів у представників іхтіофауни представляють значний науковий інтерес. З перших років після аварії на Чорнобильській АЕС (ЧАЕС) фахівці Інституту гідробіології НАН України вивчають наслідки цієї аварії у водоймах ЧЗВ з різними рівнями радіонуклідного забруднення та гідрологічним режимом. Серед водойм ЧЗВ однією з найбільших є водойма-охолоджувач (ВО) ЧАЕС з загальною площею близько 22,9 км^2. Після зниження рівня води, яке відбулося впродовж 2014–2016 рр., на місці колишньої акваторії водойми-охолоджувача утворились 4 ізольовані водойми з різною морфометрією та площею водного дзеркала.

Враховуючи отримані матеріали попередніх досліджень, нами були продовжені роботи переважно в межах північно-західної частини ВО, іхтіофауна якої виявилась найбільш забрудненою радіонуклідами у порівнянні з іншими частинами ВО. Головними об'єктами досліджень були види, що відрізняються за типом живлення: бентофаг карась сріблястий (*Carassius gibelio* Bloch), фітофаг краснопірка звичайна (*Scardinius erythrophthalmus* L.), факультативний хижак окунь звичайний (*Perca fluviatilis* L.) та планктонофаг верховодка звичайна (*Alburnus alburnus* L.). Вік риб становив 2–8 років. Метою досліджень було визначити величини дозового навантаження на риб ВО на сучасному етапі. В роботі представлені результати розрахунку потужності поглиненої дози іонізуючого опромінення риб за рахунок інкорпорованих у тканинах радіонуклідів ^{90}Sr та ^{137}Cs та зовнішнього опромінення риб станом на 2023 р. Величину потужності внутрішньої дози оцінювали за допомогою програмного забезпечення ERICA Assessment Tool 1.0. Для розрахунків використовували усереднені дані вибірок для кожного виду риб.

Після зниження рівня води у ВО ЧАЕС з кінця 2014 р. і до 2020–2021 рр., вміст ^{137}Cs в рибі повільно знижувався або залишався практично незмінним, а питома активність ^{90}Sr суттєво зросла – для мирних видів майже у 6 разів (Kaglyan et al., 2019, 2023; Bezhenar et al., 2023). Починаючи з 2021 р. динаміка питомої активності радіонуклідів дещо змінилася – вміст ^{137}Cs у 2023 р. в рибі зменшився в 1,4–2,6 рази, а питома активність ^{90}Sr зросла лише у 1,1–1,2 рази (для краснопірки залишалася практично незмінною). Так, середня питома активність ^{137}Cs у краснопірці, карасі сріблястому, верховодці та окуні у 2021 р. була відповідно 997±88, 1039±275, 803±97, 2439±451 Бк/кг, а у 2023 р. – 696±247, 692±88, 433±47, 956±247 Бк/кг. У той час як вміст ^{90}Sr у представниках згаданих видів був у 2021 р., відповідно 1203±180, 855±199, 692±171, 519±116, а у 2023 р. його відмічали на рівні 1181±140, 1030±278, 726±44 та 625±62 Бк/кг, відповідно.

Таким чином, станом на 2023 р. питома активність ^{137}Cs у досліджених видах риб у порівнянні з 2021 р. суттєво зменшилась, а радіонуклідне забруднення ^{90}Sr в середньому зросло лише у 1,1 рази. Раніше було встановлено, що питома активність

радіонуклідів у представників іхтіофауни водойм ЧЗВ суттєво відрізняється (Гудков и др., 2010; Зарубин и др., 2013; Gudkov et al., 2016; Volkova et al., 2024; Каглян та ін., 2024), що відбивається також на потужності дози опромінення риб. Розрахунки свідчать, що найбільше загальне дозове навантаження на досліджуваних риб ВО спостерігається для придонних видів, а саме, для бентофага карася сріблястого, який занурюється на зимівлю до мулу і отримує найвищі дози опромінення (11,28±0,88 мкГр/год); дещо нижчі дози опромінення відмічені для факультативного хижака окуня (5,70±1,18 мкГр/год) та фітофага краснопірки звичайної (2,75±0,38 мкГр/год), а найнижчі – для поверхневого виду верховодки звичайної (1,32±0,37 мкГр/год).

Відомо, що загальна потужність поглиненої дози у риб формується за рахунок зовнішніх та внутрішніх джерел опромінення – відповідно від радіонуклідів, що містяться у навколишньому середовищі та інкорпоровані в організмі риби. Розрахунками показано, що в той час, як для представників досліджуваних видів риб ВО, таких як карась сріблястий, окунь, краснопірка та верховодка, середня потужність поглиненої дози зовнішнього опромінення від ^{137}Cs становила у 2023 р., відповідно 10,03±0,84, 4,92±1,12, 1,84±0,34 та 0,71±0,26 мкГр/год, усереднена потужність поглиненої дози зовнішнього опромінення, яка утворена ^{90}Sr, була, відповідно 0,51±0,14, 0,25±0,07, 0,12±0,04 та 0,16±0,07 мкГр/год. Таким чином, домінуючу роль у формуванні зовнішньої поглиненої дози опромінення риб у ВО на 2023 р. відіграє ^{137}Cs, на частку якого припадає від 82 до 97 %.

Слід зазначити, що на відміну від зовнішнього опромінення риб ЧЗВ, сформованого у першу чергу ^{137}Cs, внутрішня потужність поглиненої дози обумовлена переважно інкорпорованим у кісткових тканинах ^{90}Sr. Для досліджуваних нами видів, таких як краснопірка, карась сріблястий, окунь та верховодка середня потужність внутрішньої поглиненої дози від інкорпорованого ^{90}Sr становила у 2023 р. 0,68±0,09, 0,62±0,15, 0,36±0,03 та 0,37±0,02 мкГр/год, відповідно. У той час, як для представників згаданих видів, потужність внутрішнього опромінення від інкорпорованого ^{137}Cs була, відповідно 0,12±0,05, 0,11±0,01, 0,17±0,04 та 0,06±0,01 мкГр/год. Це пов’язано із високими показниками питомої активності ^{90}Sr. Необхідно відмітити, що до пониження рівня води у 2014 р. питома активність ^{90}Sr в рибі була досить низькою (співвідношення вмісту ^{90}Sr/^{137}Cs у риб було завжди істотно меншим за 1) і, відповідно, внутрішня доза, утворена інкорпорованим ^{137}Cs суттєво переважала над дозою, яка обумовлена інкорпорованим ^{90}Sr (Kaglyan et al., 2019;). Ситуація почала змінюватися з листопада 2014 р. після припинення постачання води до ВО з р. Прип’ять (в рамках «Програми зняття з експлуатації Чорнобильської АЕС»), коли почався процес природного пониження рівня води, переважно за рахунок її фільтрації через тіло огороджувальної дамби. Рівень води у ВО був на 7 м вище за рівень ріки. Зміна гідрологічного режиму ВО спричинила зміни стану динамічної рівноваги у перерозподілі ^{90}Sr і ^{137}Cs (у першу чергу більш мобільного ^{90}Sr) в екосистемі водойми і зростання їхнього надходження у біологічно-доступних формах до водних мас. Це, в свою чергу, призвело до підвищення рівня накопичення (переважно ^{90}Sr) гідробіонтами та формуванню додаткового дозового навантаження, зокрема для представників іхтіофауни ВО. Вже станом на 2019–2020 рр. співвідношення питомої активності для більшості «мирних» видів риб ВО стало наближатися, а інколи і перевищувати за 1, що суттєво вплинуло на зростання внутрішньої дози опромінення за рахунок інкорпорованого ^{90}Sr (Каглян та ін., 2021).

Власні розрахунки свідчать, що у 2023 р. внесок інкорпорованого ^{90}Sr у внутрішню дозу опромінення риб ВО становив 58–90 %, а внесок ^{90}Sr у загальну дозу

опромінення риб в середньому вже досягав 10–40 %. Проте основним радіонуклідом при формуванні зовнішньої дози опромінення риб залишається ^{137}Cs.

Таким чином можна зробити висновок, що домінуючим радіонуклідом при утворенні поглиненої дози опромінення риб ВО станом на 2023 р. залишається ^{137}Cs, на частку якого припадає 82–97% зовнішньої дози опромінення (при середньому внеску 60–90 % у загальне дозове навантаження риб ВО). Основна роль у формуванні потужності внутрішньої дози опромінення риб ВО на сучасному етапі належить ^{90}Sr, який інкорпорований переважно у кісткових тканинах.

Зареєстровані рівні загальної потужності поглиненої дози для досліджуваних у 2023 р. риб ВО перевищують скринінгову дозу у 2 мкГр/год (крім верховодки), а для карася сріблястого перевищують безпечний рівень у 10 мкГр/год, рекомендований в рамках проєкту Європейської комісії “PROTECT”(Andersson et al., 2009).

Роботу виконано за підтримки Національного фонду досліджень України (проєкт № № 2023/0156), Національної академії наук України, а також у співробітництві з Державним спеціалізованим підприємством «Екоцентр» Державного агентства України з управління зоною відчуження та Чорнобильським радіаційно-екологічним біосферним заповідником.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Andersson P., Garnier-Laplace J., Beresford N.A. et al. Protection of the environment from ionising radiation in a regulatory context (PROTECT): proposed numerical benchmark values. J. Environ. Radioactivity. 2009. Vol. 100. P. 1100—1108.

Bezhenar R., Zheleznyak M., Kanivets V. et al. Modelling of the Fate of 137Cs and 90Sr in the Chornobyl Nuclear Power Plant Cooling Pond before and after the Water Level Drawdown. Water. 2023, Vol.15,№8, 1504.

ERICA Assessment Tool 1.0. The integrated approach seeks to combine exposure/dose/effect assessment with risk characterization and managerial considerations (http://www.erica-tool.com).

Gudkov D.I., Kuzmenko M.I., Kireev S.I. et al. Radioecological problems of aquatic ecosystem of the Chernobyl exclusion zone. Biophysics. 2010, Vol.55, №2 . P. 332–339.

Gudkov D.I., Shevtsova N.L., Pomortseva N.A.et al. Aquatic plants and animals in the Chernobyl exclusion zone: effects of long-term radiation exposure on different levels of biological organization // Genetics, Evolution and Radiation (Biosphere and Humanity) /Ed. by V. Korogodina, C. Mothersill, S. Inge-Vechtomov, C. Seymour – Cham: Springer International Publishing AG, 2016. P. 287 – 302.

Kaglyan A.Ye., Gudkov D.I., Kireev S.I., Yurchuk L.P., Gupalo Ye.A. Fish of the Chernobyl exclusion zone: modern levels of radionuclide contamination and radiation doses// Hydrobiological Journal.2019. Vol.55, №5. P.81–99.

Каглян О.Є.. Гудков Д.І., Кірєєв С.І. та ін. Динаміка питомої активності ^{90}Sr та ^{137}Cs в представниках іхтіофауни водойм Чорнобильської зони відчуження.Ядерна фізика та атомна енергетика. 2021. Т. 22, №1, С. 62–73.

Kaglyan O. Ye. , Gudkov D. I., Belyaev V. V. et al. Changes in Radiation Exposure Rate of Fish of the Cooling Pond of the Chornobyl NPS and Lake Azbuchyn after Water Level Lowering. Hydrobiological Journal. 2023, Vol.59, №2, P. 96-109.

Volkova O.M., Belyaev V.V., Pryshlyak S.P. et al. Technogenic Radionuclides in Hydrobionts of the Northern Ukraine Water Bodies. Hydrobiological Journal. 2024, Vol. 60, №2. P. 86–106.

Зарубин О.Л., Зарубина Н.Е., Гудков Д.И.и др. Удельная активность ^{137}Cs у рыб Украины. Современное состояние. Ядерна фізика та енергетика енергетика. 2013. Vol.14, №2. С.177–182.

Каглян О.Є., Гудков Д.І., Беляєв В.В. та ін. Потужність поглиненої дози зовнішнього опромінення представників іхтіофауни озер у Чорнобильській зоні відчуження . Ядерна фізика та атомна енергетика. 2024, Vol.25, №2, С. 141–148.

УДК 556.162

Н.І. МАГАСЬ[1], Р.В. ТУЗ[2]

[1] Національний університет кораблебудування імені адмірала Макарова, пр. Героїв України, 9, 54025, м. Миколаїв, Україна

[2] Регіональний офіс водних ресурсів у Миколаївській області, вул. Потьомкінська, 14, 54001, м. Миколаїв, Україна

ОЦІНКА СУЧАСНОГО ГІДРОЛОГІЧНОГО СТАНУ НИЖНЬОЇ ДІЛЯНКИ РІЧКИ СИНЮХА

Річка Синюха є найпотужнішою притокою річки Південний Буг, водність якої майже в 2 рази більше самого Південного Бугу. Функціонально ця річка являє собою кінцевий відрізок дренуючої системи, яка забезпечує дренацію та водовідведення з більшої частини Придніпровської Височини та формуючи його в сторону Південного Бугу.

До наявного часу річка Синюха та її гідромережа слугують ландшафтним і біотопічним резерватом для місцевої біоти, є ключовим засобом поповнення та регуляції стану підземних вод, виступають важливим джерелом питного водопостачання для населення аграрних районів Південно-Західних територій Придніпровської Височини та й для міста Первомайськ Миколаївської області.

Незважаючи на збереження екосистемних функцій, річка Синюха та її гідромережа зазнають впливу природно-кліматичних і антропогенних чинників, що досягли критичного рівня (Щербак, 2003). Відбір поверхневих і підземних вод у річковому басейні, розташованому в зоні тріщинних вод (Люта, 2023), негативно впливає на водний баланс гідросистеми. До цього додаються скиди погано очищених зворотних вод і поверхневий стік із населених пунктів та сільськогосподарських угідь, що призводить до накопичення біогенних речовин у воді.

Таким чином, річка Синюха залишається важливим елементом екосистеми регіону, проте потребує детальнішого дослідження та моніторингу для забезпечення її стійкості у сучасних умовах.

Метою даної роботи є вивчення та оцінка сучасного гідрологічного стану нижньої ділянки річки Синюха на території Миколаївської області.

Річка Синюха є найбільшою за площею і водністю притокою р. Південний Буг (Вишневський, 2000). Її середня водність становить близько 40% від загальної водності Південного Бугу у місці впадіння.

Динаміка водності річки Синюха формується під впливом комплексу фізико-географічних факторів і в першу чергу залежить від кліматичних, гідрогеологічних умов та господарської діяльності.

Рівні води річки Синюха в пониззі за останні роки (2013-2023) не проявляють трендових змін, проте з 2018 року демонструють повільне зменшення. В середньорічних показниках усередненого рівня води за роками простежуються коливання в межах ±20

см (від 107 до 122 см) та повільний спад у 2018-2023 рр. на -14 см, вказуючи на тенденцію зменшення водності.

Основним джерелом живлення річки є талі снігові води; ґрунтове живлення річки незначне, у зв'язку з чим спостерігається сильне падіння стоку в літньо-осінній період.

Середньо-багаторічний сезонний розподіл рівнів води Синюхи в пониззі річки в 2013-2023 рр. також не проявляє відмінностей трендового рівня і загалом тяжіє до їх певного вирівнювання за рахунок нівеляції показників весняного половоддя.

Рівневий режим р. Синюха характеризується ясно вираженою весняною повінню, яка часто проходить двома або кількома піками, та низькою, стійкою і тривалою меженню, яка в окремі роки порушується короткочасними і нетривалими дощовими паводками.

Весняний підйом рівнів починається наприкінці лютого - на початку березня; пік повені відбувається в середині березня. Слід зазначити, що найнижчі зимові рівні зазвичай дещо вищі за найнижчі літні. Підйоми під час дощових паводків зазвичай не перевищують 0,5-1,0 м над попереднім низьким рівнем.

Через зменшення, а іноді й відсутність потужних літньо-дощових паводків зимові рівні води зрівнялись із літніми рівнями (усередненими) і навіть перевищують їх. Безперечно, що на сезонні рівні води саме в пониззі суттєвий вплив також спричиняє зарегульованість стоку річки греблями декількох руслових водосховищ.

Таким чином, по мірі розвитку кліматичних коливань останнього десятиріччя та зростання середньорічних температур, сезонна динаміка рівнів води в пониззі Синюхи втрачає типовий характер.

Простежена динаміка середньорічних показників витрат води річки Синюха у створі гідропосту Синюхин Брід свідчить про наявність акцентованої тенденції до зменшення стоку впродовж останніх років.

Головними їх причинами стало зменшення весняного стоку за рахунок обмеження снігового живлення та часткова елімінація потенціалу поверхневого стоку в умовах майже суцільної оранки водозбірних площ.

Закономірних змін набув і сезонний характер витрат води, динаміка усереднених за 10 років показників демонструє збереження пікових витрат води під час весняного стоку та різкого спаду меженних витрат, негативний пік яких припадає на серпень-початок вересня.

Простежуючи сезонний розподіл стоку за період 2013-2023 рр., виявлені його виражені коливання, які прямо пов’язані з метео-кліматичною ситуацією в басейні гідромережі, поєднаної річкою Синюхою.

Негативний характер антропогенного впливу на водність Синюхи явно теж має місце і складається з відбору поверхневих вод, зарегульованості стоку гідротехнічними спорудами та збільшенням площі водного дзеркала з відповідними втратами на випаровуваність. На фоні дії потужних природно-кліматичних факторів антропогенний вплив на стан річки та її гідрологічний режим має другорядне значення, що є рідкісним явищем для сучасних степових річок взагалі.

Аналізуючи графік хронологічного розподілу середньорічних витрат води та їх тренду по гідрологічному посту Синюхин Брід можна зробити наступні висновки:

- динаміка водності річки Синюха характеризується багаторічною циклічністю багатоводних та маловодних років;
- визначальними факторами формування водності є кліматичні: температурний режим та атмосферні опади;

- на теперішній час водність знаходиться в тривалій маловодній фазі, яка розпочалася з 2007 року та триває вже 17-й рік;

- сучасна маловодна фаза є більш стійкою та глибшою за попередні, що може бути пов'язано зі змінами клімату.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Вишневський В. І. (2000). Річки і водойми України. Стан і використання. Київ. 376 с.

Люта Н.Г. (2023). Сучасний стан і перспективи використання підземних вод водоносного горизонту тріщинуватої зони кристалічних порід (гідрогеологічна область Українського Щита). Вісник Київського національного університету імені Тараса Шевченка. Серія Геологія. Том 2. № 101. С. 111-116. DOI:https://doi.org/10.17721/1728-2713.101.16

Щербак В. І. (2003). Гідроекологічні аспекти вирішення проблеми оцінки та зменшення загроз біорізноманіттю континентальних водойм України. Київ: Хімджест. 273 с.

УДК 546.3(465.7)

О.В. КОШЕЛЕВ
Інститут морської біології НАН України,
вул. Пушкінська, 37, Одеса 65048, Україна

ОСОБЛИВОСТІ НАКОПИЧЕННЯ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ В ДЕЛЬТІ ДНІСТРА ТА ЇХ АКУМУЛЯЦІЯ ЧУЖОРІДНИМ ВИДОМ МОЛЮСКІВ *PHYSA ACUTA*

На тлі кліматичного маловоддя в Україні посилюється гострий дефіцит води для господарських потреб, знижується її якість внаслідок збільшення мінералізації та відбувається зростання хімічного забруднення річок. Окрім цього, спостерігається розширення площ акваторій охоплених гіпоксією, відбувається почастішання випадків "цвітіння" води та створюються умови для натуралізації чужорідних видів та подальшій їхній інвазії.

Багатьма дослідниками доведено, що молюски є придатними організмами для ідентифікації забруднення акваторій завдяки їхній здатності накопичувати значні кількості важких металів, що визначається високими коефіцієнтами біоакумуляції.

Зазвичай, більшість досліджень по визначенню накопичення важких металів гідробіонтами проводиться на аборигенних видах у відповідності до принципу екологічного реалізму, а чужорідні види залишаються поза увагою. Хоча функціональна роль останніх в екосистемах та показники їхнього розвитку у відповідних угрупованнях можуть значно перевищувати показники аборигенних видів.

Physa (*Physella*) *acuta* Draparnaud, 1805 – вид легеневих водних черевоногих молюсків, що походить з Північної Америки, який відомий своїм високим інвазійним потенціалом. Завдяки високій пристосованості до різних характеристик водного середовища та високої репродуктивної активності *P. acuta* є найбільш евритопним видом серед прісноводних чужорідних молюсків України (Son, 2019). В деяких країнах *P. acuta* визначена як інвазійний вид (Saha et al., 2016), але не завжди можна виявити негативні наслідки через вселення цього виду, тому в Україні цей вид є чужорідним, але не має статусу інвазійного.

Мета роботи – оцінити ступінь забрудненості важкими металами компонентів середовища пониззя Дністра (води, донних відкладів) та визначити їх накопичення у молюсках *P. acuta*. Вимірювання проводили методом атомно-абсорбційної спектрофотометрії концентрацій важких металів *Hg, Pb, Cd, Cu* в пробах, відібраних в травні 2024 року в дельті Дністра (район м. Біляївка, Одеська обл.).

Проведений аналіз показав наявність забруднення поверхневої води р. Дністер міддю, оскільки її концентрація (0,0018 ± 0,009 мг/дм^3) дорівнювала встановленій ГДК для вод рибогосподарського призначення. Вміст міді в донних відкладах склав 15,9049 ± 4,061 мг/кг. Хронічне забруднення міддю поверхневих вод півдня України зазвичай пов'язують з активним її використанням як засобу захисту рослин для обробки чисельних виноградників на площі водозбору. Для решти металів показано відсутність перевищення гранично допустимих концентрації у воді р. Дністер поблизу м. Біляївка.

Вміст усіх обраних важких металів у донних відкладах значно перевищував їх вміст у воді. З використанням коефіцієнту донної акумуляції показано інтенсивне, порівняно з водою, накопичення важких металів у донних відкладах дельти Дністра.

Сумарний вміст свинцю та кадмію у компонентах водного середовища склав: 0,017 ± 0,002 мг/дм^3 (вода), 8,280 ± 2,635 мг/кг (донні відклади) та 0,0001 ± 0,004 мг/дм^3 (вода), 1,1125 ± 0,228 мг/кг (донні відклади) відповідно. Вміст у донних відкладах ртуті, як найбільш токсичного з обраних елементів склав 0,009700 ± 0,001944 мг/кг, а у воді 0,000054 ± 0,000005 мг/дм^3.

Вміст свинцю у донних відкладах у 487 разів перевищував його концентрацію у воді. Відмічене значне накопичення кадмію та міді у донних відкладах дельти Дністра, концентрації цих металів перевищували концентрації у річковий воді у 6177 разів та у 8835 разів відповідно. Навіть вміст у донних відкладах такого вкрай небезпечного для біоти металу ртуті у майже 180 разів перевищував її вміст у поверхневій воді на момент відбору проб. Це вказує на те, що донні відкладення є високо депонуючим середовищем дельтової зони р. Дністер.

Розраховані коефіцієнти накопичення важких металів молюсками порівняно із їх вмістом у воді показали високу здатність *P. acuta* до біоакумуляції. Незважаючи на те, що концентрація ртуті у воді була в межах встановлених ГДК, накопичення цього металу в молюсках в 13 разів перевищувало його вміст у воді. Сумарний вміст свинцю в молюсках в 23,2 рази був більшим ніж у воді.

Найвищим показником коефіцієнт накопичення виявився для міді, оскільки інтенсивність накопичення в молюсках перевищувала акумуляцію цього металу у воді в 3661 разів. Вміст кадмію в молюсках в 3000 разів був вищим ніж у воді. Здатність до надвисокого накопичення кадмію навіть дозволяє використовувати цих молюсків як своєрідний біосорбент сполук кадмію з природних водойм (Hossain, Aditya, 2013).

Мідь функціонально важлива для фізіології молюсків оскільки зв'язує кисень у дихальному білку гемоціаніну в гемолімфі, що має вирішальне значення у процесі дихання (Kato, Matsui, Tanaka, 2020). Інтенсивне накопичення міді *P. acuta* обумовлене не тільки високими концентраціями в компонентах водного середовища дельті Дністра, а й фізіологічною необхідністю в міді для нормальної життєдіяльності молюсків. Це привело до накопичення міді в кількості, що перевищує фізіологічні потреби молюсків в цьому елементі. В умовах хронічного забруднення важкими металами можливе біоконцентрування біотою і елементів, які не мають біологічної активності. У випадку із фізами, це ілюструється надвисокими показниками накопичення кадмію, який не є ессенціальним.

Аналіз значень отриманих результатів показав про значне перевищення коефіцієнту донної акумуляції ніж коефіцієнту накопичення в гідробіонтах, що свідчить про прискорені процеси накопичення важких металів донними відкладами порівняно з біотою, що робить їх потенційно небезпечними та здатними при зміні фізико-хімічних умов збагачувати водні маси додатковою кількістю важких металів. Проте, на відміну від донних відкладів, гідробіонти здатні накопичувати забруднюючі речовини вибірково, в залежності від умов існування, екологічної толерантності, фізіолого-біохімічних особливостей тощо. При цьому, поглинаючи рухомі форми важких металів, за рівнем їхнього накопичення, гідробіонти відображають фактичну забрудненість певної гідроекосистеми.

Завдяки високій толерантності *P. acuta* до забруднення важкими металами цей вид поширений в багатьох водоймах України та деяких акваторіях перехідних вод та навіть заселяє повністю техногенні гідроекосистеми, такі як колекторно-дренажні водотоки (Son, 2019). Оскільки *P. acuta* утворює високу щільність в угрупованнях бентосу та має високу здатність до біоакумуляції багатьох важких металів це дозволяє використовувати його як модельний організм у дослідженнях накопичення важких металів (Spyra, et al., 2019). Окрім цього, висока біоакумуляція токсичних металів *P. acuta* створює додаткові ризики подальшої передачі токсикантів вище по харчовому ланцюгу.

Отримані результати показали, що для більш повної оцінки характеристик хімічного забруднення водного середовища важкими металами, за необхідності, варто залучати показники накопичення важких металів не лише представниками аборигенної фауни, але й чужорідними видами гідробіонтів, які вже успішно натуралізувалися.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Hossain A., Aditya G. (2013). Cadmium biosorption potential of shell dust of the fresh water invasive snail *Physa acuta*, Journal of Environmental Chemical Engineering, № 3, 574–580.

Kato S., Matsui T., Tanaka Y. (2020). Molluscan Hemocyanins. Sub-cellular Biochemistry, № 94, 195–218.

Son M. O. (2019). Alien invertebrates in Ukrainian inland waters in the context of basin approach to river management and monitoring, GEO and BIO, № 17, 15–20.

Saha C., Pramanik S., Chakraborty J., Parveen S, Aditya G. (2016). Abundance and body size of the invasive snail *Physa acuta* occurring in Burdwan, West Bengal, India, Journal of Entomology and Zoology Studies, № 4, 490–497.

Spyra A., Cieplok A., Strzelec M., Babczyńska A. (2019). Freshwater alien species *Physella acuta* (Draparnaud, 1805) – A possible model for bioaccumulation of heavy metals, Ecotoxicology and Environmental Safety, №185, 109703.

УДК 556.114:556.5(28)
Т.П. ЖЕЖЕРЯ, В.А. ЖЕЖЕРЯ, П.М. ЛИННИК
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ 04210, Україна

БАГАТОРІЧНА ДИНАМІКА ВМІСТУ БІОГЕННИХ РЕЧОВИН У ВОДІ ВОДОСХОВИЩ ДНІПРОВСЬКОГО КАСКАДУ

Біогенні речовини відіграють важливу роль у функціонуванні водних екосистем. Сполуки неорганічного азоту ($N_{неорг}$) і неорганічного фосфору ($P_{неорг}$) визначають трофічний статус водного об'єкта. Розчинний силіцій ($Si_{розч}$) впливає на інтенсивність розвитку діатомових водоростей. Забруднення поверхневих водних об'єктів сполуками $N_{неорг}$ і $P_{неорг}$ призводить до їхнього евтрофування. Таким чином, водне середовище стає менш придатним або взагалі непридатним для багатьох гідробіонтів і, як наслідок, відбувається зменшення їхнього видового різноманіття. Дефіцит кисню, збільшення концентрації розчинених органічних речовин, "цвітіння" води, формування сірководневих зон, зокрема у придонному горизонті води, задуха риби, погіршення якості води за низкою гідрохімічних показників – все це наслідки евтрофування (Хендерсон-Селлерс, Маркленд, 1990).

До співіснуючих форм азоту у поверхневих водах належать молекули газу N_2, молекули аміаку (NH_3), йони амонійного азоту (NH_4^+), нітрит- (NO_2^-) і нітрат-йони (NO_3^-), а також азот у складі органічних сполук (протеїни, амінокислоти, аміни, аміди, сечовина тощо) (Хільчевський, 2022). У водних об'єктах сполуки азоту зазнають трансформації внаслідок окисно-відновних реакцій, амоніфікації, нітрифікації, денітрифікації та азотфіксації. При дослідженні поверхневих вод, зазвичай, важливу увагу приділяють вивченню вмісту та співвідношенню неорганічних форм азоту (NH_4^+, NO_2^- і NO_3^-), які найбільш біодоступні серед його співіснуючих форм. Співвідношення зазначених форм азоту залежить, передусім, від величин pH води, окисно-відновного потенціалу (*Eh*-потенціалу), концентрації O_2 тощо (Процеси формування, 2013).

У поверхневих водах фосфор може знаходитись у вигляді ортофосфатів ($H_2PO_4^-$, HPO_4^{2-}, PO_4^{3-}), пірофосфатів, поліфосфатів, фосфорної кислоти, а також у складі органічних речовин (гумусові речовини, нуклеїнові кислоти, нуклеопротеїди, фосфорильовані цукри, фосфоліпіди тощо). Неорганічний фосфор у вигляді фосфорної кислоти (H_3PO_4) зустрічається лише за величини pH < 7,0. Йони $H_2PO_4^-$ превалюють у воді з показниками pH в межах 5,0–6,0, йони HPO_4^{2-} – при pH 7,0–8,5, а йони PO_4^{3-} з'являються лише при pH 11,0 (Процеси формування, 2013).

Розчинна форма силіцію представлена переважно молекулами силікатної кислоти H_4SiO_4 і частково йонами $H_3SiO_4^-$ залежно від pH води. В колоїдній формі силіцій представлений гідратованим діоксидом силіцію $SiO_2 \cdot nH_2O$ (Хільчевський, 2022; Процеси формування, 2013).

До поверхневих вод сполуки азоту надходять зі стічними водами тваринницьких ферм, з побутовими, промисловими та зливовими стічними водами, шахтними водами, з ґрунтів, до яких вносять органічні та мінеральні добрива, з донних відкладів водойм, з ґрунтовими і атмосферними опадами (Camargo, Alonso, 2006). Основні джерела надходження сполук фосфору до поверхневих водних об'єктів – побутові і промислові стічні води, стік фосфоровмісних добрив з полів та територій підприємств з виробництва фосфорних добрив, інсектицидів, фосфорорганічних сполук, атмосферні опади, донні відклади, а також вилуговування фосфоровмісних мінералів (Хільчевський, 2022).

Силіцій потрапляє до поверхневих вод за рахунок вилуговування силіційвмісних мінералів та кремнеземних панцирів діатомових водоростей, з миючими засобами на основі цеолітів, зі стічними водами підприємств з виробництва кераміки, цементу, скла, силікатних фарб, напівпровідників (Хільчевський, 2022).

Вивчення динаміки вмісту біогенних речовин у водосховищах Дніпровського каскаду важливо, оскільки ці водні об'єкти використовуються комплексно, а саме для отримання електричної енергії, судноплавства, питного водопостачання, зрошення, риборозведення, розбавлення стічних і зливних вод. В свою чергу від вмісту біогенних речовин залежить якість води, а також трофічний статус водного об'єкту.

Каскад дніпровських водосховищ було створено протягом 1932–1976 рр. Водосховища заповнювались у такій послідовності: Дніпровське (Запорізьке) – у 1932–1934 рр. і повторно у 1947 р., Каховське – у 1955–1958 рр. (зруйноване російськими загарбниками у червні 2023 р.), Кременчуцьке – у 1959–1963 рр., Кам'янське (Дніпродзержинське) – у 1963–1965 рр., Київське – у 1964–1966 рр., Канівське – у 1972–1976 рр.

Для аналізу динаміки вмісту сполук неорганічного азоту, неорганічного фосфору і розчинного силіцію було використано результати багаторічних досліджень дніпровських водосховищ, які проводились протягом 1930–2018 рр. і узагальнені у статті (Жежеря і інші, 2021), а також результати власних досліджень, які були отримані під час експедицій на акваторії Канівського водосховища протягом 2014–2020 рр., Дніпровського водосховища у 2007 р. і Каховського водосховища протягом 2018 р.

Мета наших досліджень полягала у вивченні багаторічної динаміки вмісту сполук неорганічного азоту, неорганічного фосфору та розчинного силіцію у воді річки Дніпра до та після її зарегулювання.

У перші роки після заповнення будь-якого з досліджуваних водосховищ спостерігалось зростання вмісту NH_4^+, NO_2^-, NO_3^- та $P_{неорг}$ за рахунок їхнього надходження із затоплених ґрунтів і розкладання решток рослинних організмів. Концентрація NH_4^+ у воді верхнього, середнього і нижнього Дніпра до заповнення водосховищ знаходилась у межах відповідно 0,1–1,3, 0–0,8 і 0–0,69 мг N/дм^3, а його середній вміст становив 0,830, 0,360 і 0,350 мг N/дм^3. У перші роки існування концентрація NH_4^+ у воді Київського, Канівського, Кременчуцького, Кам'янського, Дніпровського (після другого заповнення, 1949–1954 рр.) і Каховського водосховищ знаходилась в межах 0,12–1,95, 0,16–1,80, 0,020–3,36, 0,030–1,57, 0–1,56 і 0,020–3,70 мг N/дм^3 та в середньому становила відповідно 0,913, 0,800, 0,652, 0,735, 0,352, 0,508 мг N/дм^3. Концентрація NO_2^- у воді верхнього, середнього і нижнього Дніпра коливалась у межах 0–0,050, 0–0,040 і 0–0,100 мг N/дм^3, а усереднені величини становили 0,008, 0,009 і 0,010 мг N/дм^3. Вміст цієї форми азоту у воді після заповнення водосховищ збільшився з одночасним розширенням інтервалу величин – 0–0,400, 0–0,328, 0–0,600, 0–0,220, 0–0,108 і 0–0,590 мг N/дм^3 відповідно у воді вище зазначених водосховищ. Концентрація NO_3^- у воді верхнього Дніпра становила у середньому 0,160 мг N/дм^3, а у воді Київського водосховища протягом 1965–2018 рр. за середніми величинами знаходилась у межах 0,147–0,330 мг N/дм^3. Вміст NO_3^- у воді середнього Дніпра до зарегулювання стоку за усередненими величинами досягав 0,030–0,060 мг N/дм^3, тоді як у воді Канівського, Кременчуцького, Кам'янського і Дніпровського водосховищ протягом періоду досліджень коливався у середньому в інтервалі 0,158–0,338, 0,157–0,307, 0,165–0,390 і 0,230–0,397 мг N/дм^3. У воді нижнього Дніпра і Каховського водосховища концентрація NO_3^- становила у середньому відповідно 0,190 і 0,230–0,327 мг N/дм^3. Вміст $P_{неорг}$ у воді дніпровських водосховищ протягом всього їхнього існування за усередненими

величинами зріс у 3,1–4,5 рази. Якщо концентрація $P_{неорг}$ у воді верхнього, середнього і нижнього Дніпра становила у середньому 0,030, 0,030 і 0,041 мг Р/дм^3, то у воді Київського, Канівського, Кременчуцького, Кам'янського, Дніпровського і Каховського водосховищ вона знаходилась у доволі широких межах – відповідно 0,020–0,090, 0,060–0,197, 0,039–0,135, 0,039–0,120, 0,030–0,112 і 0,033–0,145 мг Р/дм^3. Це може бути зумовлено зростаючим використанням фосфоровмісних миючих засобів, масове застосування яких починається саме з 70–80-х років XX ст. Серед причин зростання вмісту $P_{неорг}$ також може бути його надходження з донних відкладів за дефіциту O_2.

Максимальні концентрації сполук неорганічного азоту спостерігались у 70–80-х роках XX ст. Саме в цей час відбувалась інтенсифікація промислового і сільськогосподарського виробництв. В цей період концентрація NH_4^+ у зазначених водосховищах досягала у середньому 0,828, 0,800, 0,778, 0,573, 0,725, 0,760 мг N/дм^3. У сучасних умовах вміст NH_4^+ знизився у 2–4,5 рази і досягає величин, які були характерні для Дніпра до його зарегулювання. В останні роки концентрація NO_3^--йонів знизилась лише у воді Канівського і Кременчуцького водосховища, а у Київському водосховищі вона залишилась на рівні 70–80-х років XX ст. Концентрація $N_{неорг}$ знизилась майже до величин, які були характерними до зарегулювання стоку Дніпра, а у Київському водосховищі вона стала навіть нижчою. Серед причин такого зменшення можна відмітити зниження рівня промислового виробництва, в результаті якого скоротився обсяг скидів стічних вод. Крім того, інтенсивніше відбувається вилучення біогенних речовин за рахунок збільшення площ заростання водосховищ вищою водною рослинністю. Останнє явище особливо характерне для Київського водосховища.

За багаторічний період досліджень (1951–2020 рр.) концентрація розчинного силіцію $Si_{розч}$ у воді Дніпра та його водосховищ варіювала у широких межах – від 0,1 до 15,0 мг/дм^3. Концентрація $Si_{розч}$ у воді верхнього, середнього і нижнього Дніпра за усередненими величинами становила 6,5, 5,0 і 5,5 мг/дм^3. Середня концентрація $Si_{розч}$ у воді Київського, Кременчуцького, Кам'янського, Дніпровського і Каховського водосховищ після 90-х років XX ст. має тенденцію до зниження в межах 6,4–4,8, 6,8–4,6, 6,5–4,6, 5,3–2,6 і 5,3–2,3 мг/дм^3. Однією з причин цього явища може бути інтенсивніша його асиміляція діатомовими водоростями навесні та восени порівняно з тим, як було раніше. Внаслідок цього певна частина силіцію переходить у донні відклади у складі кремнеземних оболонок-панцирів діатомових водоростей.

За період існування водосховищ спостерігалось поступове зниження частки амонійного азоту (з 80,4 до 30,3%) та зростання частки нітрат-йонів (з 18,1 до 67,6%) у загальному балансі неорганічного азоту, що пояснюється інтенсифікацією процесу нітрифікації з часом. Встановлено, що частка нітрат-йонів зростає приблизно у 2 рази на 40–45-й рік з початку заповнення кожного з водосховищ. За цей час, найімовірніше, відбувається інтенсифікація нітрифікації, що можна розглядати як позитивне явище у зростанні самоочисної здатності водного середовища.

Відношення N:P у воді Київського, Канівського, Кременчуцького, Кам'янського, Дніпровського і Каховського водосховищ змінювалось в межах 7,9–89,1, 2,4–19,2, 3,7–24,9, 3,5–23,4, 5,7–31,8 і 3,4–30,2, досягаючи мінімальних величин з 90-х років минулого століття. Зменшення відношення N:P свідчить про формування сприятливих умов для розвитку синьозелених водоростей.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Жежеря В.А., Жежеря Т.П., Линник П.М. (2021). Біогенні речовини у воді водосховищ дніпровського каскаду після зарегулювання стоку Дніпра. Гідробіологічний журнал. Т. 57, № 6. С. 89–109.

Процеси формування хімічного складу поверхневих вод (2013). В.І. Осадчий та ін. К.: Ніка-Центр, 240 с.

Хендерсон-Селлерс Б, Маркленд Х.Р. (1990). Умирающие озера. Причины и контроль антропогенного эвтрофирования. Л.: Гидрометеоиздат, 280 с.

Хільчевський В.К. (2022). Гідрохімічний словник. Київ: ДІА, 208 с.

Camargo J.A., Alonso A. (2006). Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment. Environment International, Vol. 32. P. 831–849.

УДК 582.26

Ф.П. ТКАЧЕНКО, О.М. МИРОНЮК
Одеський національний університет імені І.І. Мечникова,
вул. Дворянська, 2, Одеса, 65026, Україна

ОСОБЛИВОСТІ ГІДРОХІМІЇ ВОД МАЛИХ РІЧОК ПІВНІЧНО-ЗАХІДНОГО ПРИЧОРНОМОР'Я

Малі річки північно-західного Причорномор'я в основному беруть початок на Волино-Подільському і Молдавському підвищеннях, які з півночі охоплюють Причорноморську низовину. Поверхня низовини нахилена на південь і південний схід і такий же напрямок мають і малі річки цього регіону. Більшість з них впадають в лимани Чорного моря (Сасик, Тузловські, Кучурган, Грибівський, Сухий, Хаджибейський, Куяльницький, Великий і Малий Аджалицькі, Тилігульський), а частина є допливами Дністра та Південного Бугу. Гідробіологічний режим цих річок формується під впливом місцевих фізико-географічних умов. На даний час більшість досліджуваних малих річок щорічно пересихають на декілька місяців, а в особливо посушливі роки – спостерігається відсутність стоку протягом декількох сезонів. Господарська діяльність на водозбірній території цих річок безпосередньо негативно впливає на їх екологічний стан. Зокрема, перекриття дамбами зі створенням ставків та водосховищ, забирає до 40 % їх річного стоку. Крім того, від 20 до 40 % водних ресурсів малих річок використовується для господарських потреб, перш за все, для зрошення. Це призводить до погіршення водоочисної здатності річок. В результаті хімічний склад їх вод зазнає змін на рівні груп і навіть класів.

Інформації про гідрохімічні особливості малих річок північно-західного Причорномор'я відомо небагато, а для деяких водойм вона і зовсім відсутня.

В хімічному складі річкових вод рівнинної частини України проглядається певна закономірність: в напрямку від заходу і північного заходу до сходу і південного сходу збільшується мінералізація річкових вод у відповідності зі змінами клімату, типу грунтів і хімічного складу підземних вод. Відбувається зміна гідрокарбонатних кальцієвих вод на гідрокарбонатні кальцієво-магнієво-натрієві. Безпосередньо у степовій зоні в малих річках переважають сульфатно-хлоридні води змішаного катіонного складу.

Екологічні процеси в акваторіях малих річок північно-західного Причорномор'я потребують подальшого вивчення з метою покращення якості їх води і, взагалі, збереження як діючих водотоків.

Досліджували гідрохімічні особливості вод таких річок як Когильник, Чага, Сарата, Кучурган, Ягорлик, Барабой, Малий Куяльник, Великий Куяльник, Кодима, Тилігул, Царегол та Чичіклея (у 2020-2021 рр.). За стандартними методиками на автоматичних хроматографах у воді визначали такі аніони: Na^+, K^+, Ca^{2+}, Mg^{2+}, Li^+, Cl^-, SO^{2-}_4, NO_2^-, NO_3^-, NH_4^+, PO_4^+. З фізичних параметрів фіксували такі величини як pH і E (питома електропровідність) згідно нормативних документів ДСТУ і ISO.

Встановлено, що за вмістом іонів Cl^- у водах рік Сарата, Чага, Малий і Великий Куяльники, Когильник, Тилігул, Царегол і Чичіклея спостерігалося перевищення ГДК для комунально побутових потреб (кп). Найгірша якість води за цим показникм була в ріках Сарата і Чичіклея – V клас 7 категорія (дуже погана і брудна). В річці Царегол вода відповідала ІІІ класу і 5 категорії якості (посередня, помітно забруднена). В решті досліджуваних водойм за вмістом хлору вода була доброю і достатньо чистою.

Вміст іонів натрію (Na^+) корелює з таким для іонів хлору і повторює зазначені для останнього закономірності поширення в досліджуваних річках.

За вмістом сульфатних іонів (SO^{2-}_4) води річок Сарата, Чага, М. Куяльник, Когильник та Царегол мали значне перевищення показника $ГДК_{кп}$. Тому якість їх вод варіювала від помірно забрудненої (ІІІ клас 5 категорія в р. Когильник) до поганої і дуже забрудненої (V клас 6-7 категорія в р. Сарата, Чага, М. Куяльник та Царегол). В інших водоймах за цим показником вода була доброю і достатньо чистою.

В водах малих річок північно-західного Причорномор'я (ПЗП) вміст магнію (Mg^{2+}) був досить значним (від 21,9 до 440,23 мг/дм^3) і в більшості водойм він перевищував ГДК для рибогосподарських потреб (рп). Наприклад, в р. Барабой це перевищення складало в 5,5 рази.

Вміст кальцію у досліджуваних водоймах варіювало в досить широких межах – віж 78,2 (р. Великий Куяльник) до 580,7 мг/дм^3 (р. Барабой).

Вміст калію (K^+) в водах малих річок ПЗП змінювався в межах 5,17 – 34,5 мг/дм^3 і не перевищував ГДК.

За показниками pH (6,95 – 8,23) води досліджуваних річок відповідали регіональним особливостям і не перевищували ГДК.

До основних біогенних елементів відносяться азот і фосфор. Нами встановлено, що за нітритною формою азоту найбільш забрудненими були річки Тилігул, Царегол і Чичіклея з якістю води на рівні V класу 7 категорії, тобто поганою і дуже забрудненою. У р. Барабой цей показник відповідав ІІІ класу 5 категорії, тобто вода була посередньою і помірно забрудненою. В решті річок вода була чистою.

Нітратна форма азоту була присутня у всіх досліджуваних нами водоймах. За цим показником води рік Сарата, Кучурган, Когильник, Тилігул, Царегол і Чичіклея була поганою і дуже забрудненою (V класу 7 категорії). В р. Барабой вода була посередньою і помірно забрудненою. В інших річках регіону вода була чистою.

За вмістом фосфору (PO_4^+) вода рік Барабой, Тилігул, Кодима і Чичіклея була поганою і дуже забрудненою (V класу 7 категорії), в інших досліджуваних водоймах – доброю і відносно чистою.

У воді рік ПЗП також досліджувався вміст деяких мікроелементів. Зокрема вміст брому тут варіював від 0,56 до 4,81 мг/дм^3. Найвищими показниками цього елементу відзначалися ріки з високим рівнем мінералізації води (Сарата, Чичіклея, Царегол).

Вміст фторидів в водах досліджуваних рік знаходився в межах 0,12 – 0,53 мг/дм^3 і не перевищував ГДК.

Літій був присутнім не у всіх водоймах ПЗП, в деяких був лише у слідових кількостях, помітні величини зазначені лише в ріках Когильник, Царегол, Чичіклея Барабой (від 0,11 до 0,71 мг/дм^3.

Таким чином, води малих річок ПЗП солонуваті, жорсткі і непридатні для питного використання. Деякі ж з них все ще використовуються для рибогосподарських, культурно-побутових і інших господарських потреб. В хімічному складі вод цих водойм реєструється підвищений вміст іонів натрію, магнію, сульфатів і хлоридів з перевищенням показників ГДК в 2-6 разів. Більш забрудненими були степові річки Дунай-Дністровського межиріччя (Сарата, Когильник, Чага), а в межиріччі Дністер-Південний Буг – Чичіклея і Царегол. Високі рівні загальної мінералізації та перевищення ГДК за низкою хімічних параметрів свідчать про те, що в малих річках ПЗП дуже знижена водоочисна здатність. Для відновлення цих річок необхідно проведення цілого комплексу організаційних і екологічних заходів. Зокрема необхідно «роздамбувати» і поглибити їх русла та водозбірних припливів зі збереженням меандр, покращити роботу водоочисних споруд, дотримуватися вимог законодавства щодо водоохоронної зони водойм.

УДК 556.5:551.468.4
ЛОБОДА Н.С.
Одеський Національний університет імені І.І. Мечнікова
вул. Дворянська,2. Одеса 65000, Україна

ЕКОЛОГО-ГІДРОЛОГІЧНІ ДОСЛІДЖЕННЯ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ ПІВНІЧНО-ЗАХІДНОГО ПРИЧОРНОМОР'Я

У законі України «Про основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2030 року», прийнятому 28 лютого 2019 року, № 2697-VIII, зазначається, що однією з причин появи в Україні проблем екологічного характеру є «підпорядкованість екологічних пріоритетів економічній доцільності». Управління водними ресурсами країни в умовах значного антропогенного навантаження неможливе без урахування наслідків антропогенного впливу на оточуюче середовище. Підписання угоди про асоціацію між Україною та Європейським Союзом в сфері охорони довкілля стимулювало перехід від загально прийнятих методів оцінки та прогнозу стану водних ресурсів у сучасності та майбутньому до вирішення задач впливу гідрологічних змін на стан водних екосистем. Водна Рамкова, Повенева, Нітратна та інші Директиви спрямовані на захист від забруднення поверхневих та підземних вод і забезпечення здоров'я людей.

Через поставлені завдання екологічної спрямованості у гідрологічній науці сформувався розділ екогідрологія**,** який розглядає гідрологічні процеси як абіотичні компоненти водних екосистем, що здатні впливати на біосистему в цілому (Тимченко В.М., 2006).

Основними рисами гідрометеорологічного режиму Північно-Західного Причорномор'я у XXI сторіччі є зростання температур повітря на фоні майже незмінних опадів, що обумовлює зменшення місцевих водних ресурсів і відповідне погіршення якості поверхневих та підземних вод. Зменшення припливу прісних вод від малих та середніх річок (наприклад, річки Тилігул, Куяльник, Когильнік та інші) до лиманів, а також зростання випаровування з водної поверхні сприяє їх обмілінню та засоленню, погіршенню екологічного стану. Прогнозоване за кліматичними сценаріями змін

регіонального клімату (RCP4.5 та RCP8.5) інтенсивне зменшення місцевих водних ресурсів вимагає найскорішого відновлення зрошувальних систем півдня України, які використовують воду великих річок – Дуная та Дністра. Вирішення задач оцінки придатності якості поверхневих та підземних вод для зрошування та інших господарсько – побутових цілей набуває особливої значущості через втрату сільськогосподарських масивів Херсонщини та Миколаївщини внаслідок військових дій РФ. Дослідження динаміки водних ресурсів річки Дністер в умовах кліматичних змін також є одним з основних напрямків гідрометеорологічних та екологічних досліджень, оскільки Дністер є трансграничною річкою, яка постачає питну воду Молдові та багатьом населеним пунктах західної та південно-західної України, включаючи міста Одеса та Чорноморськ.

На основі роботи науковців кафедр метеорології та кліматології, гідрології суші, гідроекології та водних досліджень (увійшла до складу кафедри гідрології суші з червня 2024року), океанології та морського природокористування ОНУ імені І.І. Мечнікова (до 2024 року кафедри були складовими Одеського державного екологічного університету ОДЕКУ) в області гідролого-екологічних досліджень були виконані такі роботи.

Одним із найсуттєвіших чинників, які впливають на водні екосистеми є зміни клімату. Очікувані кліматичні умови у найближчому майбутньому (2021-2050 рр.) визначались за результатами проекту Euro-CORDEX для двох сценаріїв змін клімату RCP4.5 і RCP8.5. З ансамблю з 14 симуляцій за різними регіональними кліматичними моделями була обрана одна модель регіональна модель (CLMcom-CCLM4-8-17 з глобальною моделлю MPI-ESM-LR), яка якнайкраще відповідає середнім за ансамблем значенням (Khokhlov, V., Tuchkovenko, Y. & Loboda, N., 2023). На підставі аналізу змін режимних метеорологічних характеристик надавалась оцінка водних ресурсів України, розраховувались складові водно-теплового балансу водозборів та складові прісного водного балансу закритих лиманів.

Для оцінки характеристик природного та порушеного водогосподарською діяльністю річного стоку на основі метеорологічних даних була використана модель “клімат-стік”, розроблена в ОДЕКУ (Лобода Н.С.,2005). Модель дозволяє надавати оцінки водних ресурсів річок за метеорологічними даними в різних кліматичних умовах (минулих років, у сучасності та у майбутньому із використанням даних кліматичних сценаріїв) за наявності та відсутності антропогенного впливу. Установлено, що за осередненою статистичною моделлю змін клімату в період 2021-2050 рр. очікується розширення до півночі напіваридної зони та зони недостатнього зволоження. Виявлено, що зона недостатнього зволоження буде просуватись до північного заходу, витискаючи зону достатнього зволоження. За сценарієм RCP4.5. зменшення водних ресурсів досягатиме мінус 40-50% на півдні країни та 0% - мінус 10% на півночі. Траєкторія RCP8.5 буде більш “жорсткою”. Зменшення водних ресурсів буде відбуватися майже на всій території України через зростання посушливості клімату, за виключенням Буковини. Водні ресурси зменшаться до мінус 50-60% на півдні країни та до мінус 30% на півночі. На основі модельних розрахунків були надані оцінки ризиків виснаження місцевих водних ресурсів. Спрогнозовано, що найбільший ризик їх виснаження у 2020-2050рр. припаде на інтервал від -20 до -40% за сценарієм RCP4.5 та на інтервал від -30 до -60% за сценарієм RCP8.5.

Для Гірської частини Дністра на основі аналізу даних спостережень та розрахунків за моделлю клімат-стік установлено, що через потепління і відповідне зменшення внеску весняного водопілля у формування стоку гірських річок відбувається певна динаміка у змінах границь районів із синхронними коливаннями стоку та формуються тенденції до зменшення річного стоку..

Протягом багатьох років на кафедрі гідроекології та водних досліджень разом із кафедрою океанології та морського природокористування виконувались «Науково-дослідні роботи з гідрологічного, гідрохімічного, гідробіологічного та медико-біологічного обстеження стану Куяльницького лиману та морської води з Одеської затоки» *частина (лот) 1 – гідрологічне обстеження»* (Договір з Департаментом екології та природних ресурсів Одеської обласної державної адміністрації, 2016-2021рр). За результатами імітаційного моделювання на основі рівнянь водного та сольового балансів Куяльницького лиману були розроблені рекомендації щодо обгрунтування графіку функціонування трубопроводу «море-лиман» (Loboda N. S., Gryb O. M., 2017). Моделювання внутрішньорічної просторово-часової мінливості гідрологічних характеристик Куяльницького лиману та визначення перспектив відновлення його природного сольового режиму базувалися на застосуванні гідротермодинамічної моделі DELFT3D-flow (Tuchkovenko Yurii, Khokhlov Valeriy, Loboda Nataliia ,2023). Було виявлено, що збільшення природного стоку річки Великий Куяльник за рахунок регулювання роботи штучних водойм не здатне самостійно забезпечити стабілізацію гідроекологічного режиму Куяльницького лиману без періодичного поповнення його морською водою Одеської затоки та здійснення заходів щодо стабілізації та збільшення надходження вод від інших водотоків, які впадають в лиман. Поєднання подачі морської води із регулюванням роботи штучних водойм забезпечить стабільність рівня води в лимані на міжрічному часовому масштабі та значне зниження солоності воді в північній частині лиману з січня до серпня, а також зменшення максимальних значень солоності в південній та центральній частинах лиману порівняно із сучасним варіантом регулювання його гідрологічного режиму.

Підчас виконання науково-дослідної роботи за грантом МОН: «Зміни клімату та їх вплив на гідрологічний та гідроекологічний режими лиманів північно-західного Причорномор'я», 2019-2021 рр. розглянуто 12 лиманів, які на даний час не мають постійного зв'язку з морем і умовно названі «закритими». Вони епізодично з'єднуються з морем штучно створеними відкритими каналами або іншими водопровідними гідротехнічними спорудами. Для цих лиманів, екосистеми яких найбільш чутливі та вразливі до змін клімату, були оцінені зміни складових водного балансу. Виявлені тенденції у змінах дефіциту прісного водного балансу, які потребують компенсації морською водою через штучні з'єднувальні канали та/або збільшення прісного стоку з водозбору лиманів. Отримані оцінки показали, що збільшення дефіциту річного прісного водного балансу «закритих» лиманів північно-західного Причорномор'я можуть створювати загрозу їх зникнення (Tuchkovenko Yurii, Khokhlov Valeriy, Loboda Nataliia,2023).

У межах НДР кафедри гідроекології та водних досліджень «Антропогенний вплив на водні об'єкти та шляхи інтегрованого управління ними» застосовані методи, які відповідають сучасним європейським методичним підходам і рекомендаціям щодо відновлення та підтримання «доброго» екологічного стану річок згідно з вимогами Водної Рамкової Директиви 2000/60/ЄС. Розроблено та апробовано метод визначення відхилень сучасного штучного положення русел річок від їх референтного положення. Оцінено сучасний стан землекористування у межах прибережних захисних смуг малих і середніх річок та на суміжних кадастрових земельних ділянках. Здійснено обґрунтування та досліджені нормативно-правові аспекти визначення розмірів і меж прибережних захисних смуг річок України, в межах яких відбуватиметься процес відновлення наближених до природних (референтних) характеристик річкових русел, для досягнення ними «доброго» екологічного стану. Створено новий метод оцінки

екологічних ризиків забруднення сполуками азоту на основі застосування критерію чутливості до цього виду забруднення та розвинутий метод якісної та кількісної оцінки екологічних ризиків на основі семантичного узгодження шкал показників якості води (ІЗВ) та показників ризиків з використанням їх стохастичної природи та статистичних законів розподілу (Loboda, N. & Daus, M. ,2021).

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Лобода Н.С. (2005). Расчеты и обобщения характеристик годового стока рек Украины в условиях антропогенного влияния: Монография. – Одесса: Экология, 208 с.

Тимченко В.М. (2006). Экологическая гидрология водоемов Украины (2006). К.: Наукова Думка, 383с.

Khokhlov, V., Tuchkovenko, Y. & Loboda, N. (2023). Selection of representative near-future climate simulations by minimizing bias in average monthly temperature and precipitation. Theor Appl Climatol.

Loboda N. S., Gryb O. M. (2017). Hydroecological Problems of the Kuyalnyk Liman and Ways of Their Solution. Hydrobiological Journal, 53(6), P.87-95.

Loboda, N. & Daus, M. (2021) Development of a method of assessment of ecological risk of surface water pollution by nitrogen compounds. Eastern-European Journal of Enterprise Technologies. Vol.5 №10 (113): Ecology, P. 15-25.

5. Tuchkovenko Yurii, Khokhlov Valeriy, Loboda Nataliia (2023). Climate change impact on the freshwater balance of quasi-closed lagoons in the North-Western Black Sea coast. Journal of Water and Climate Change .Vol 14 No 7, 2417.

УДК [556.114.6:546.3]:574.64](048.8)

В.А. ЖЕЖЕРЯ[1], П.М. ЛИННИК[1], Р.П. ЛИННИК[2]
[1]Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ 04210, Україна
[2]Київський національний університет імені Тараса Шевченка,
вул. Гетьмана Павла Скоропадського, 12, Київ, 01033, Україна

ДОСЛІДЖЕННЯ РОЛІ ГУМУСОВИХ РЕЧОВИН У МІГРАЦІЇ МЕТАЛІВ У ПОВЕРХНЕВИХ ПРИРОДНИХ ВОДАХ УКРАЇНИ

У поверхневих водах метали мігрують у розчинній, колоїдній і завислій формах. На співвідношення їхніх форм знаходження впливають такі фізичні та хімічні процеси, як адсорбція, коагуляція, гідроліз, окисно-відновні реакції та комплексоутворення. Внаслідок гідролізу утворюються гідроксокомплекси. На знаходження металів у розчиненому стані істотно впливає комплексоутворення як з неорганічними (фторид-, фосфат-, сульфат-, силікат-йонами), так і з органічними (гумусові і білковоподібні речовини, вуглеводи, органічні кислоти тощо) лігандами. За рахунок комплексоутворення, зокрема з розчинними органічними речовинами (РОР), токсичність металів істотно знижується, оскільки вони стають хімічно і біологічно неактивними. Водночас, органічні комплекси з молекулярною масою ≤5 кДа здатні проникати крізь клітинну мембрану, а тому їх відносять до потенційно біодоступних сполук. Метали зв'язуються у комплексні сполуки за участі карбоксильних (–COOH), гідроксильних (–OH), аміно (–NH_2, –NH–, =N–), фенольних (–$OH_ф$) та карбонільних (=C=O) груп РОР. Окисно-відновні реакції змінюють ступінь окиснення полівалентних металів, що істотним чином впливає на їхню токсичність. Отже, в поверхневих

природних водах розчинна форма металів може бути представлена аква- і гідроксокомплексами, комплексними сполуками з неорганічними й органічними лігандами (Линник, Набиванец, 1986; Aquatic ecosystems, 2003; Линник і інші, 2004; Tipping, 2004).

Гумусові речовини (ГР) належать до домінуючої групи РОР у більшості поверхневих водних об'єктів. Їхня частка змінюється в межах 50–90% загального вмісту РОР (Aquatic ecosystems, 2003). Водночас, ГР, порівняно з іншими групами РОР, стійкіші до деструкції та зазнають руйнування лише за жорстких умов, наприклад УФ-опромінювання. Внаслідок цього високомолекулярні сполуки ГР трансформуються у сполуки з меншою молекулярною масою, які можна вважати потенційно біодоступними для гідробіонтів (Tercero Espinoza et al., 2009). ГР здатні відновлювати метали зі змінним ступенем окиснення, впливаючи на їхню біологічну активність, а також зв'язувати відновлені форми в комплекси. Наприклад, зв'язування MoO_4^{2-}-аніонів у комплексні сполуки з ГР відбувається після їхнього відновлення до $Mo_2O_4^{2+}$, а оксоаніонів HVO_4^{2-} – після їхнього відновлення до ванадил-йонів (VO^{2+}). Останні вважаються нестійкими в поверхневих водах, оскільки швидко окиснюються киснем, але за рахунок наявності ГР у воді цей процес істотно уповільнюється. З огляду на викладене вище, дослідження ролі ГР у міграції металів у поверхневих природних набуває важливого прикладного і фундаментального значення.

Метали за дією на гідробіонтів поділяються на токсичні та ессенціальні. До першої групи належать Al(III), Be(II), Cd(II), Pb(II), Hg(II), Sn(II) та інші, оскільки їхньої позитивної біологічної ролі не встановлено, а знаходження у біологічно доступних формах негативно впливає на їхнє функціонування. Водночас, ессенціальні метали, серед яких Fe(II), Fe(III), Cu(II), Zn(II), Mn(II), Mo(VI) та деякі інші, необхідні для функціонування живих організмів і лише за високих концентрацій вони проявляють негативний вплив на їхній розвиток. Серед різних форм металів, які негативно впливають на життєдіяльність гідробіонтів, слід відмітити аква- й гідроксокомплекси, полімерні сполуки алюмінію, наночастинки TiO_2, металоорганічні сполуки (продукти метилування) тощо.

Дослідження форм знаходження металів передбачає використання низки методів. Для відокремлення завислих речовин застосовували мембранну фільтрацію з використанням мембранних фільтрів з діаметром пор 0,4 мкм. За допомогою йонообмінної хроматографії досліджували розподіл металів у розчиненому стані за знаком заряду, а також у складі комплексних сполук з РОР різної хімічної природи. Для встановлення молекулярної маси розчинних сполук металів використовували гель-фільтрацію. Метод фотохімічної деструкції РОР дозволяє визначити загальну концентрації металів у розчинному стані. Концентрацію Al, Fe, Ti знаходили за допомогою методик фотометричного визначення, Cu, Mn, Cr і V – методик хемілюмінесцентного аналізу, Zn, Cd і Pb – за допомогою анодної інверсійної вольтамперометрії, а Mo – високочутливим каталітичним фотометричним методом. Вміст ГР у складі кислотної групи РОР визначали за градуювальним графіком «Оптична густина при 254 нм – концентрація ГР, мг/дм^3» або «Кольоровість води, ^{o}Cr-Co-шкали – концентрація ГР, мг/дм^3». Кольоровість води вимірювали за допомогою імітаційної дихроматно-кобальтової шкали. Для побудови градуювального графіка використовували очищені і висушені препарати фульвокислот і гумінових кислот з води Канівського водосховища. Дослідження співіснуючих форм Mo у різнотипних водних об'єктах проведено науковою співробітницею відділу прісноводної гідрохімії Ігнатенко І.І., результати якого опубліковано у статті (Linnik, Ignatenko, 2015).

Мета нашої роботи полягала у встановлені частки металів у складі кислотної (аніонна фракція) групи РОР досліджуваних водних об'єктів з різним вмістом ГР, що дозволяє встановити роль ГР у міграції металів у поверхневих водах України.

Дослідження проводились протягом тривалого часу (1992–2022 рр.) на поверхневих водних об'єктах України з різним вмістом ГР, який змінювався в межах від декількох до 153 мг/дм^3. Окрім різного вмісту ГР, досліджувані водні об'єкти знаходились в різних фізико-географічних природних зонах, зазнавали різного антропогенного впливу та відрізнялись за гідрологічним режимом (річки, водосховища, озера, ставки). Досліджувані водні об'єкти: річки басейну Прип'яті, водосховища Дніпровського каскаду, Кілійська дельта Дунаю, річки Десна, Південний Буг, Інгулець, Тетерів, Самара, Серет, Гірський Тікич, Рось, Білоцерківське вдсх., Сасицьке вдсх., Тернопільське вдсх., Денишівське вдсх., Юрпільське вдсх., озера Люцимир і Чорне Велике та деякі водні об'єкти м. Києва (річки Либідь, Сирець, озера Тельбін, Вербне, Нижній Тельбін, озера системи Опечень, Китаївські та Горіхуватські ставки).

Загалом частка досліджуваних металів у складі комплексних сполук з ГР від їхнього загального вмісту в розчиненому стані змінювалась у широкому інтервалі величин – 13,3–97,6% $Al_{розч}$, 3,7–98,7% $Fe_{розч}$, 3,2–80,0% $Mn_{розч}$, 13,6–87,6% $Cu_{розч}$, 11,9–89,0% $Cr_{розч}$, 0,7–79,8% $Zn_{розч}$, 0–37,5% $Cd_{розч}$, 2,4–78,3% $Pb_{розч}$, 32,3–98,5% $Ti_{розч}$, 12,5–94,4% $Mo_{розч}$, 59,3–67,9% $V_{розч}$. У більшості випадків максимальний відносний вміст Al, Fe, Mn, Cu, Cr, Zn, Pb, Mo був характерним для водних об'єктів з високою концентрацією ГР, таких як річки басейну Прип'яті, Київське і Канівське водосховища, оз. Люцимир. У зазначених водних об'єктах частка комплексів досліджуваних металів з ГР становила в середньому 65,3–86,0% $Al_{розч}$, 46,0–57,8% $Fe_{розч}$, 51,3–60% $Mn_{розч}$, 73,7–78,2% $Cu_{розч}$, 58,2–73,4% $Cr_{розч}$, 54,5–63,4% $Zn_{розч}$, 59,5–75,4% $Pb_{розч}$, 63,4–80,3% $Mo_{розч}$. Натомість мінімальні величини були характерні для антропогенно змінених водних об'єктів м. Києва, таких як р. Либідь, оз. Тельбін, оз. Вербне, озера системи Опечень, Китаївські ставки. Відносний вміст досліджуваних комплексів металів в них змінювався в середньому в межах 30,4–39,3% $Al_{розч}$, 27,4–42,7% $Fe_{розч}$, 13,5–28,9% $Mn_{розч}$, 27,0–50,6% $Cu_{розч}$, 27,0–45,3% $Cr_{розч}$, 6,0–46,5% $Zn_{розч}$, 21,5–43,0% $Pb_{розч}$, 19,9–55,3% $Mo_{розч}$. Отже, досліджувані метали, крім Cd, добре зв'язуються у комплексні сполуки з ГР.

Встановлено, що між результатами моделювання впливу ГР на міграцію металів у поверхневих водах (Osadchyy et al., 2016) і результатами натурних досліджень щодо вмісту металів у складі комплексів з ГР практично не існує розбіжностей у випадку Mn, Fe і Cu, або ж вони наявні у випадку Zn і Pb. Наприклад, за результатами моделювання частка комплексів Mn, Fe і Cu з ГР становила 9,9–51,1% $Mn_{розч}$, 99,5–99,9% $Fe_{розч}$ і 52,3–90,7% $Cu_{розч}$, а за результатами натурних досліджень вона знаходилась у дещо ширших межах – 3,2–80,0% $Mn_{розч}$, 3,7–98,7% $Fe_{розч}$ і 13,6–87,0% $Cu_{розч}$. Максимальний відносний вміст мангану у складі комплексів з ГР притаманний водним об'єктам з високим вмістом ГР. Зворотна ситуація спостерігалась для феруму і купруму, частка яких у складі зазначених комплексів досягала мінімальних величин у поверхневих водах, які зазнають помітного антропогенного впливу. Згідно результатів моделювання частка Zn і Pb у складі комплексів з ГР становила лише 4,4–25,1% $Zn_{розч}$ і 0,5–3,9% $Pb_{розч}$, тоді як в натурних умовах вона була значно вищою і знаходилась у межах 0,7–79,8% $Zn_{розч}$ і 2,4–78,3% $Pb_{розч}$. Мінімальні величини відносного вмісту зазначених комплексів Zn і Pb за результатами натурних досліджень були у місцях локального забруднення поверхневих вод. Отже, результати натурних досліджень вказують на активне зв'язування досліджуваних металів у комплекси ГР, навіть тих, які, згідно результатів моделювання, мало зв'язуються у комплексні сполуки.

Встановлено, що між вмістом ГР і часткою Al, Fe, Mn, Cu і Cr у складі комплексів з ГР наявний поліноміальний нелінійний взаємозв'язок різної сили. Величина лінії тренду у випадку цих металів становила відповідно 0,48, 0,66, 0,49, 0,60 і 0,76, що, згідно шкали Чеддока, відповідає від помірної до високої сили зв'язку.

Згідно результатів молекулярно-масового розподілу комплексних сполук металів з ГР (аніонна фракція) виявлено, що у воді досліджуваних водних об'єктів частка комплексів з молекулярною масою ≤5,0 кДа знаходилась у середньому в межах 51,6–65,3% $Al_{аніон}$, 55,6–72,9% $Fe_{аніон}$, 41,8–57,8 $Cu_{аніон}$, 54,0–67,5 $Cr_{аніон}$, 41,5–54,0 $Zn_{аніон}$, 62,0–77,5% $Pb_{аніон}$, 72,0–88,0% $Mo_{аніон}$, 41,0–60,8 $V_{аніон}$. Таким чином, значна частка досліджуваних металів у складі комплексів з ГР мігрує у потенційно біодоступній формі.

Отже, досліджувані метали, крім кадмію і мангану, активно зв'язуються у комплексні сполуки з ГР. Частка потенційно біодоступних сполук металів, молекулярна маса яких ≤5,0 кДа, зазвичай, досягає не менше 50% загального вмісту металів у складі комплексів з ГР. Це свідчить про важливу роль ГР серед інших груп РОР поверхневих природних вод у міграції металів.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Линник П.Н., Васильчук Т.А., Линник Р.П. (2004). Гумусовые вещества природных вод и их значение для водных экосистем (обзор). Гидробиол. журн., Т. 40, № 1. С. 81–107.

Линник П.Н., Набиванец Б.И. (1986). Формы миграции металлов в пресных поверхностных водах. Л.: Гидрометеоиздат, 270 с.

Aquatic ecosystems: interactivity of dissolved organic matter (2003). Ed. by S. E. G. Findlay, R. L. Sinsabaugh. San Diego: Academic Press, 512 p.

Linnik P.N., Ignatenko I.I. (2015). Molybdenum in natural surface waters: Content and forms of occurrence (a review). Hydrobiol. J., Vol. 51, № 4. P. 80–103.

Osadchyy V., Nabyvanets B., Linnik P., Osadcha N., Nabyvanets Yu. (2016). Processes determining surface water chemistry. Switzerland: Springer International Publishing, 270 p.

Tercero Espinoza L.A., ter Haseborg E., Weber M., Frimmel F.H. (2009). Investigation of the photocatalytic degradation of brown water natural organic matter by size exclusion chromatography. Applied Catalysis B: Environmental. Vol. 87. P. 56–62.

Tipping E. (2004). Cation binding by humic substances. Cambridge: Cambridge University Press, 434 p.

УДК 577.34:574.58

Д.І. ГУДКОВ
Інститут гідробіології НАН України,
проспект Володимира Івасюка, 12, Київ 04210, Україна

ДОСЛІДЖЕННЯ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ У ЧОРНОБИЛЬСЬКІЙ ЗОНІ ВІДЧУЖЕННЯ ТА ЇХ ЗНАЧЕННЯ ДЛЯ РОЗВИТКУ СТРАТЕГІЇ РАДІАЦІЙНОГО ЗАХИСТУ ДОВКІЛЛЯ

Невід'ємнім процесом, який супроводжує застосування ядерних технологій, є утворення і накопичення штучних радіонуклідів, які неминуче надходять до навколишнього середовища в умовах роботи підприємств атомної енергетики в нормальному режимі, а у разі виникнення аварійних ситуацій – існує висока ймовірність забруднення довкілля в регіональному і глобальному масштабі. До найбільш актуальних

проблем використання ядерних технологій відносяться аналіз і прогнозування радіоекологічних наслідків радіаційних аварій, поводження з забрудненими територіями, а також аналіз ризиків для людини і навколишнього середовища в умовах хронічного впливу іонізуючого випромінювання.

Істотну роль в усвідомленні важливості цих проблем відіграли радіаційні аварії на підприємствах атомної енергетики, серед яких особливе місце займає аварія на Чорнобильській АЕС (ЧАЕС) у 1986 р., що стала масштабнішою катастрофою в історії атомної індустрії як за кількістю радіонуклідів, що надійшли в навколишнє середовище, так і за площею забруднених територій. Внаслідок атмосферного і водного переносу радіоактивних речовин на сотні й тисячі кілометрів від зруйнованого реактора, величезні за площею водозбори і акваторії зазнали інтенсивного радіонуклідного забруднення.

Панування на протязі тривалого часу антропоцентричного підходу в стратегії радіаційного захисту людини і довкілля, згідно якого радіаційний захист людини буде достатнім і для захисту інших видів організмів, хоча і не обов'язково окремих особин (ICRP Publication 60, 1991), поступово змінюється на розуміння недосконалості такого підходу, оскільки в ньому не враховуються відмінності в умовах існування і дози опромінення людини та інших живих організмів. При однакових дозових навантаженнях радіаційний захист людини (як одного з найбільш радіочутливих організмів), ймовірно, буде достатнім для захисту інших видів, але в ряді випадків при радіоактивному забрудненні навколишнього середовища інші організми отримують у порівнянні з людиною істотно вищі дози опромінення. Крім того, окремі групи живих організмів можуть концентрувати радіонукліди з дуже високими коефіцієнтами накопичення. Це обумовлює інтенсивний розвиток в даний час принципу прямого доказу захищеності природних об'єктів від дії іонізуючого випромінювання, який є основою екоцентричного принципу (Алексахин, 2004; Pentreath, 2001, 2003 та ін.).

Незважаючи на 38 років, що минули після аварії на ЧАЕС, водні екосистеми Чорнобильської зоні відчуження (ЧЗВ) продовжують характеризуватися високими рівнями радіонуклідного забруднення всіх компонентів. Не останню роль тут відіграє певна специфіка континентальних водойм, які, внаслідок своєї геохімічної підпорядкованості в ланцюзі, пов'язаних міграційними потоками речовин елементарних ландшафтів, є своєрідними «накопичувачами» більшості штучних радіонуклідів. Таким чином, водойми, розташовані на радіаційно-забруднених територіях, можна віднести до зон акумуляції тривалоіснуючих, техногенних радіонуклідів, зон підвищених хронічних дозових навантажень, а також зон високої ймовірності реалізації радіаційних ефектів у водної біоти.

Основні напрями радіоекологічних досліджень водних екосистем на території України і, зокрема, у ЧЗВ охоплюють: особливості накопичення, міграції та перерозподілу головних дозооутворювальних радіонуклідів та їх фізико-хімічних форм в абіотичних і біотичних компонентах водних екосистем за різних гідрохімічних, гідрологічних і гідробіологічних умов водного середовища; формування доз опромінення основних груп водних організмів за рахунок зовнішніх і внутрішніх джерел іонізуючого випромінювання; радіаційно-індуковані цитогенетичні та соматичні порушення у гідробіонтів в умовах хронічного впливу малих доз у природних і напівприродних водоймах.

У гідробіонтів ЧЗВ зареєстровані численні радіаційно-індуковані ураження біосистем на різних рівнях організації, які, на тлі зовнішнього благополуччя домінуючих представників рослин і тварин у водоймах та на прилеглих територіях, можуть представляти реальну загрозу проявів негативних наслідків тривалого радіаційного

впливу в майбутньому. В той же час існує суттєвий брак комплексних радіобіологічних досліджень водних екосистем, які зазнають хронічного впливу об'єктів ядерної спадщини та підприємств атомної енергетики, у першу чергу щодо виявлення залежності «потужність поглиненої дози – ефект», особливо це стосується досліджень водних організмів на популяційному та екосистемному рівнях.

Ключовим елементом забезпечення радіаційної безпеки при використанні атомної енергії та радіонуклідному забрудненні природних середовищ є Міжнародні основні норми безпеки, які розробляються і регулярно переглядатися під егідою Міжнародної агенції з атомної енергії (МАГАТЕ). У 2014 році Генеральна конференція МАГАТЕ прийняла нові основні норми безпеки (Radiation Protection and Safety, 2014). При підготовці документа були враховані висновки Наукового комітету ООН з дії атомної радіації (НКДАР ООН) і рекомендації Міжнародної комісії з радіологічного захисту (МКРЗ).

Основна мета радіаційної безпеки – це захист людей і охорона навколишнього середовища від негативного впливу іонізуючого випромінювання. Вважається, що ця мета має досягатися без невиправданого обмеження експлуатації ядерних установок або здійснення видів діяльності, пов'язаних з радіаційними ризиками. Тому завдання системи захисту і безпеки – забезпечувати оцінку, регулювання і контроль опромінення, щоб знизити радіаційний вплив на людину і компоненти природного середовища до реально досяжного рівня.

З метою розвитку наукової методології захисту природної біоти від іонізуючого випромінювання Європейська Комісія фінансувала декілька науково-дослідних проектів: EPIC (Environmental Protection from Ionizing Contaminants in the Arctic); FASSET (Framework for Assessment of Environmental Impact of Ionising Radiation in European Ecosystems); ERICA (Environmental Risk from Ionising Contaminants: Assessment and Management); PROTECT (Protection of the Environment from Ionising Radiation in a Regulatory Context) та деякі інші. Важливим завданням в рамках цих проектів було створення баз існуючих даних щодо залежності «доза – ефект» для організмів, відмінних від людини.

Проте, розробка науково-методичних і регулюючих документів в галузі радіаційної безпеки навколишнього середовища є досить складним завданням, оскільки природні флора і фауна складаються з мільйонів видів з параметрами радіочутливості та біологічними характеристиками, які відрізняються в межах величин у декілька порядків. На сучасному етапі роботи ведуться за такими основними напрямками: створення баз даних з радіаційних ефектів у представників флори і фауни; удосконалення методик розрахунку доз для біоти; визначення референтних (представницьких) видів біоти для проведення радіоекологічних оцінок; створення стандартних процедур оцінок радіоекологічного ризику; визначення типів радіаційних ефектів, релевантних для природної біоти; визначення безпечних і небезпечних рівнів опромінення біоти для використання в якості контрольних величин в регулюючій документації.

У Публікації 103 МКРЗ (ICRP Publication 103, 2007) комісія визнала за необхідне розроблення процедури оцінки впливу іонізуючого випромінювання на організми, відмінні від людини, з метою забезпечення їх безпеки. Метою МКРЗ є створення стандартної методики, яка може слугувати основою для проведення процедури визначення радіоекологічного ризику для природної флори і фауни від іонізуючих випромінювань. У Публікації 108 МКРЗ (ICRP Publication 106, 2008) сформульовані основні принципи нової методології радіаційного захисту біоти, що включає вибір референтних видів організмів, розрахунок доз, поетапний розгляд радіоекологічної

ситуації, оцінки порогових рівнів виникнення радіаційних ефектів у різних типів організмів. Методологія призначена для використання в якості керівництва, на основі якого слід розробляти національні та інші керівні та методичні документи за оцінками ризику для природного біоти від впливу іонізуючих випромінювань, присутніх в навколишньому середовищі. Система оцінок радіаційної безпеки флори і фауни повинна бути інтегрована в загальну систему радіаційної безпеки разом з системою радіаційної безпеки людини.

Таким чином подальший розвиток підприємств ядерної енергетики, значна кількість об'єктів ядерної спадщини, які утворились на території України та суміжних країн внаслідок Чорнобильської катастрофи, а також відсутність національних регулюючих нормативів в галузі радіаційної безпеки навколишнього природного середовища щодо визначення безпечних і небезпечних рівнів опромінення біоти, актуалізують дослідження, пов'язані з комплексним вивченням дозозалежних змін найбільш важливих показників біологічних систем на різних рівнях організації у природних водоймах, а також розробку рекомендацій щодо науково-методичної документації в галузі радіаційної безпеки навколишнього середовища у відповідності до вимог законодавства України, Міжнародних основних норм безпеки (Radiation Protection and Safety, 2014), рекомендацій МКРЗ, а також результатів досліджень міжнародних проєктів Євросоюзу.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Алексахин Р.М., Фесенко С.В. Радиационная защита окружающей среды: антропоцентрический и экоцентрический принципы. Радиационная биология. Радиоэкология, 2004. Т. 44 (1). С. 93-103.

International Commission on Radiological Protection (ICRP). Publication 60. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. *Annals of ICRP*, 1991. V. 21 (1-3). 201 p.

International Commission on Radiological Protection (ICRP). Publication 103. The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. *Annals of ICRP*, 2007. V. 37 (2-4). 34 p.

International Commission on Radiological Protection (ICRP). Publication 108. Environmental Protection: The Concept and Use of Reference Animals and Plants. *Annals of the ICRP*, 2008. V. 38 (4-6). 251 p.

Pentreath R.J., Woodhead D.S. A system for protecting the environment from ionizing radiation: selecting reference fauna and flora, and the possible dose models and environmental geometries that could be applied to them. The Science of the Total Environment, 2001. V. 277. P. 33-43.

Pentreath R.J. Evaluating the effects of ionising radiation upon the environment. In: Protection of the Environment from Ionising Radiation. The Development and Application of a System of Radiation Protection for the Environment. IAEA-CSP-17. Vienna: IAEA, 2003. P. 215-223.

Radiation Protection and Safety of Radiation Sources: International Basic Safety Standards. General Safety Requirements. Vienna: IAEA, 2014. 436 p.

УДК 556.531.4 (282.247.32)
В.П. ОСИПЕНКО
Інститут гідробіології НАН України,
проспект Володимира Івасюка, 12, Київ 04210, Україна

ГІДРОХІМІЧНІ ДОСЛІДЖЕННЯ РОЗЧИНЕНИХ ОРГАНІЧНИХ РЕЧОВИН У ВОДІ РІЧОК БАСЕЙНІВ ПРИ'ПЯТІ ТА ІРПЕНЯ

Сукупність і пріоритетність чинників формування органічної речовини в різних водних природних об'єктах можуть відрізнятися, але значну і все більш негативну роль у формуванні якості води набуває антропогенний чинник. Забруднення води металами, біогенними, неорганічними і органічними речовинами природного та штучного походження може відбуватися не тільки напряму, але й у результаті пошкодження об'єктів інфраструктури водозабезпечення та водоочищення. Розчинені органічні речовини (РОР) є невід'ємною динамічною частиною природних вод. Тому саме гідрохімічна складова води є тим чутливим елементом, який дозволяє виявляти ключові фактори, що впливають на функціонування і зміну водної системи. Різними прикладами таких річкових систем слугують річки Прип'ять і Ірпінь з притоками. Перша потрапила в зону особливої уваги після техногенної катастрофи на Чорнобильській АЕС, друга – через воєнні дії, в результаті підриву дамби в місці її впадіння у Київське водосховище.

Метою цієї роботи було дослідження особливостей сучасного гідрохімічного стану річок Прип'яті та Ірпеня разом з їхніми притоками, а саме: порівняння загального вмісту РОР за показниками хімічного споживання кисню (ХСК) та вмісту їхніх компонентів – гумусових речовин (ГР), вуглеводів (В) і білковоподібних речовин (БПР).

Вивчення вмісту зазначених органічних сполук проводили влітку протягом 2010–2023 рр. у воді річок басейну Прип'яті (Ствига, Уборть, Льва, Словечна, Прип'ять, Стохід, Стир, Горинь, Простир) та басейну Ірпеня (Буча, Ірпінь, Рокач). У відфільтрованій воді визначали $ХСК_{Mn}$ і $ХСК_{Cr}$ (перманганатна і біхроматна окиснюваності відповідно) з подальшим фракціонуванням проб води на хроматографічних колонках з ДЕАЕ-целюлозою та КМ-целюлозою. ГР, В і БПР визначали за загальноприйнятими методиками (Арсан та ін., 2006).

Особливості гідрохімічного режиму річок басейну Прип'яті пов'язані з тим, що її водозбірні території покриті листяними лісами, торф'яниками і болотами, які є потужним джерелом надходження у воду ГР. Як складний комплекс біохімічно стійких органічних речовин, гумусові сполуки можуть досягати 65–90% усіх РОР водотоку чи водойми (Линник П.Н. та ін., 1995). За нашими результатами, влітку величини $ХСК_{Mn}$ і $ХСК_{Cr}$ коливались в межах 40,0–78,4 і 48,6–100,8 мг О/дм^3 відповідно. В річках Північного Полісся з високою кольоровістю води (Ствига, Уборть, Льва) спостерігали максимальні показники $ХСК_{Mn}$ і $ХСК_{Cr}$ за найменших величин pH (6,3–6,9). Мінімальні значення $ХСК_{Mn}$ і $ХСК_{Cr}$ відмічали в річках Західного Полісся з низькою кольоровістю води (Простир і Горинь) за найвищих величин pH (7,6–7,8).

Слід відмітити, що такі високі абсолютні показники $ХСК_{Mn}$ і $ХСК_{Cr}$ характерні для річок, води яких насичені грунтовим і болотним гумусом алохтонного походження. За літературними даними, аналіз співвідношень величин $ХСК_{Mn}/ХСК_{Cr}$ дозволяє дати якісну оцінку походження досліджуваних РОР. Відомо, що величина $ХСК_{Mn}$ більшою мірою відображає наявність у воді автохтонних легкоокиснюваних органічних речовин, до яких належать В і БПР, а також природних алохтонних ГР, які надходять у водойму в

результаті вимивання з грунтового покриву. Показник $ХСК_{Cr}$ характеризує загальну концентрацію як природних, так і важкоокиснюваних забруднювальних РОР. Тому значення $ХСК_{Mn}/ХСК_{Cr}>40\%$, за одночасно великих показників $ХСК_{Mn}$ і $ХСК_{Cr}$, можуть відповідати високим концентраціям ароматичних речовин і, в першу чергу, природного алохтонного ("болотного") гумусу (Рижинашвили А.Л., 2008). Співвідношення $ХСК_{Mn}/ХСК_{Cr}$ у воді річок басейну Прип'яті змінювалися від 74,0 (Стир) до 87,3 (Льва), що значною мірою відповідає наявності в ній великої кількості висококольорових ГР. У самій Прип'яті цей показник становив 79,7.

Аналізуючи вміст у воді гумусових органічних сполук, можна зазначити, що їхня концентрація коливалась в широких межах: від 37,5 мг/дм^3 (Простир) до 117,2 мг/дм^3 (Ствига) відповідно до типу живлення (грунтовий чи торф'яно-болотний) досліджуваних річок. У р. Прип'яті відмічали середній вміст ГР – 75,3 мг/дм^3. Як відомо, високі концентрації ГР у воді не тільки призводять до зниження pH, але й погіршують газовий режим, поглинаючи розчинений у воді кисень і створюючи несприятливі умови для гідробіонтів. Таким чином, навіть вміст ГР може опосередковано відображати загальний екологічний стан водного об'єкта.

Концентрація В у воді різних приток коливалася від 2,36 мг/дм^3 (Стир) до 3,85 мг/дм^3 (Уборть). Цікаво відзначити, що чим вищим був вміст ГР у воді відповідної річки, тим більшим був вміст в ній В. Така залежність може бути спричинена надходженням великої кількості органічних речовин з водозбірної території, вкритої торф'яниками і болотами. Оскільки ГР та В є основними компонентами торфу, то під час повеней і паводків вони одночасно потрапляють в басейн Прип'яті.

Вміст БПР більшою мірою залежить від внутрішніх процесів у водотоках, тому менше корелює з динамікою розподілу ГР. У воді річок Ствига і Льва за найбільшого вмісту ГР концентрація БПР у воді була найменшою – від 0,18 до 0,21 мг/дм^3. А у воді приток Горинь і Простир влітку спостерігали обернену залежність: за мінімального вмісту ГР концентрації БПР мали найбільші значення (0,46 і 0,50 мг/дм^3 відповідно), що може бути результатом коагуляції і седиментації позитивно заряджених молекул БПР з негативно зарядженими ГР.

Річка Ірпінь – права притока Дніпра, яка впадає в Київське водосховище. Причинами погіршення екологічного стану басейну р. Ірпінь є зарегулювання стоку, меліоративні роботи (зокрема в заплаві річки), діяльність промислових підприємств, підприємств комунального та сільського господарства тощо. Основними забруднювачами річки Ірпінь є також води численних замулених приток та поверхневий стік з міських територій. Ліві притоки Ірпеня, річки Буча і Рокач, додатково зазнали масштабного екологічного забруднення внаслідок воєнних дій і значних руйнувань навколишньої інфраструктури.

В літній період, коли продукційно-деструкційні процеси у воді відбуваються найбільш інтенсивно, вміст РОР, за показниками $ХСК_{Mn}$ і $ХСК_{Cr}$, коливався в межах 14,6–17,6 мг/дм^3 та 44,9 – 53,9 мг/дм^3 відповідно. Найвищі значення спостерігали у воді річок Буча і Рокач, найнижчі – у воді Ірпеня. Порівняння величин $ХСК_{Mn}$ і $ХСК_{Cr}$ у воді р. Ірпінь (її верхня і нижня ділянки) з такими у воді р. Буча (зокрема, її гирлова ділянка) показало, що просторова динаміка вмісту РОР свідчить про досить хорошу природну здатність водотоку до самоочищення. Цей факт підтверджувало зниження показників як $ХСК_{Mn}$, так і $ХСК_{Cr}$, вздовж течії р. Ірпінь..

Співвідношення $ХСК_{Mn}/ХСК_{Cr}$ у воді коливалися від 29,5% (Буча) до 33,1% (Рокач). Як уже було сказано, цей показник дає можливість якісної оцінки походження досліджуваних РОР. А саме: значення $ХСК_{Mn}/ХСК_{Cr}$ менше 40% можуть свідчити про

накопичення у воді “свіжих” нетрансформованих автохтонних РОР аліфатичного ряду (в т.ч. “планктонного” гумусу) або забруднювальних речовин неприродного походження (Рижинашвили А.Л., 2008). Очевидно, переважно низькі значення цього чинника у воді разом із досить високими абсолютними значеннями $ХСК_{Cr}$ можуть свідчити про наявність антропогенних джерел їхнього забруднення (зокрема, це річки Буча і Рокач). Вода річки Ірпінь вирізнялася найменшими середньорічними величинами $ХСК_{Mn}$, $ХСК_{Cr}$ та $ХСК_{Mn}/ХСК_{Cr}$ – 13,2 мгО/дм^3, 39,9 мг О/дм^3 та 32,9 відповідно. Така тенденція може вказувати на позитивний вплив кращої проточності і більшої водності р. Ірпінь порівняно з її притоками, що за еколого-санітарними критеріями забруднення води дозволяє зарахувати воду р. Ірпінь до 3 класу 5 категорії – “помірно брудна“. Максимально-критичні рівні забруднення води органічними сполуками на різних ділянках Бучі і Рокача протягом року сягали 70,0 і навіть 80,0 мг О/дм^3 (за показниками $ХСК_{Cr}$), що відповідає 5 класу 7 категорії – “дуже брудна“ (Арсан О.М. та ін., 2006).

Аналіз концентрацій ГР показав досить високий вміст цих сполук у деяких зразках води. Відомо, що додатковим джерелом водного гумусу у міських водоймах і водотоках можуть слугувати продукти стічних вод, структура яких дуже близька до грунтових ГР за складом органічних сполук, кисневими групами і іншими параметрами (Manka J. et al., 1974). Порівнюючи показники вмісту ГР у воді, найбільшу їхню концентрацію відзначали влітку у р. Рокач і р. Ірпінь в місці впадіння р. Буча (23,7 і 23,3 мг/дм^3 відповідно).

Концентрації В і БПР також були найвищими влітку у воді р. Рокач (7,19 і 0,99 мг/дм^3 відповідно). Просторовий розподіл досліджуваних класів РОР у річковій системі Ірпеня показав поступове зниження вмісту В і БПР у воді його приток вниз за течією, що важливо з точки зору подальшого надходження потенційно забруднювальних речовин до акваторії Дніпра. Вздовж течії р. Ірпінь також відмічали незначне зниження вмісту ГР у самій нижній точці відбору води (після впадіння р. Рокач). На жаль, війна не тільки перервала зусилля активістів-екологів, направлені на очищення і відновлення цих малих річок, в які напряму або через прориви труб потрапляють каналізаційні стоки, але ще більше примножила проблеми функціонування цих водних об’єктів.

Таким чином, досліджена нами вода річок двох басейнів з різними гідрологічними режимами суттєво відрізнялася також за своїми гідрохімічними характеристиками. Показники $ХСК_{Mn}$ і $ХСК_{Cr}$ у висококольоровій воді системи Прип’яті значно перевищували такі у воді системи Ірпеня. Співвідношення $ХСК_{Mn}/ХСК_{Cr}$ засвідчили, що домінуючу частку у першому випадку становили природні РОР алохтонного походження. Аналогічний аналіз води річок басейну Ірпеня з великою ймовірністю підтвердив присутність в ній забруднювальних органічних речовин неприродного походження. З точки зору компонентного складу органічних сполук, основну частину у воді річок прип’ятського басейну становили ГР, середній рівень яких сягав більше 95,0% від загального вмісту $С_{орг.}$ у складі РОР. У воді річок другої групи частка ГР відповідала в середньому 47,8% від $С_{орг}$. За нашими розрахунками, крім ГР, В і БПР, інші “некласифіковані” РОР становили в середньому 36,0% (у воді р. Буча – 59,9%) від загального $С_{орг}$. Велику частку серед них могли складати антропогенно привнесені органічні сполуки, зокрема, внаслідок воєнних дій.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Арсан О. М., Давидов О. А., Дьяченко Т. М., Євтушенко М. Ю., Жукинський В.М., Кирпенко Н. І. та ін. (2006). Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод. За ред. В. Д Романенка. НАНУ: Ін-т гідробіології. К: Логос, 156–180.

Линник П.Н., Васильчук Т.А., Болелая Н. В. Гумусовые вещества в воде днепровских водохранилищ. Гидробиологический журнал. 1995. Т. 31, № 2. С. 74–81.

Рижинашвили А.Л. Показатели содержания органических веществ и компоненты карбонатной системы в природных водах в условиях интенсивного антропогенного воздействия. Вестник СПб универ-та. Сер. 4. 2008. Вып.4. С. 90–101.

Manka J., RobhumM., Mandelbaum A., Bortinger A. Characterization of organics in secondary effluents. Environmental Science and Technology. 1974. Vol. 8, № 12. P. 1017–1020.

УДК 504.056

Н.Л. ГУБАНОВА, А.А. БУЛЕЙКО
Дніпровський державний аграрно-економічний університет
вул. Сергія Єфремова, 25, Дніпро 49600, Україна

ГІДРОХІМІЧНІ ПОКАЗНИКИ ОКРЕМИХ ДІЛЯНОК ДНІПРОВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА В УМОВАХ СЬОГОДЕННЯ

Питання гідрохімічного складу природних вод не тільки залишаються важливими, але й набувають більш нагальної значності. Вплив факторів різноманітного походження на хіміко-фізичні властивості водного стає інтенсивнішим: підвищеного вмісту органічних сполук, надмірного заростання берегів, забудовою прибережних ділянок, проведенням військовий дій. Гідрохімічні показники природних водойм Дніпропетровської області знаходяться в незадовільному стані. Надмірне надходження хімічних сполук різного походження стає надмірно навантаженим не тільки для малих річок, але й для головних річкових систем країни.

Ділянки Дніпровського водосховища в більшості знаходяться в критичному стані, тому визначення фізико-хімічних властивостей води є необхідним заходом моніторингових досліджень. Взагалі за фізичними властивостями склад води річки Дніпро відрізняється високий рівнем мінералізації та складає 190–387 мг/л. В окремих ділянках, наприклад, в гирлі річки Самари цей показник дорівнює майже 2000 мг/л. Гідрологічні властивості водосховища носять змінний характер та мають добові коливання стоку, із-за цього рівень води змінюється у межах різниці до 2,9 м (Присяжнюк, 2021).

Такі природні фактори, як клімат, склад і частота опадів, біохімічні процеси, випаровування в ґрунті через кліматичні фактори, взаємодія води та гірських порід та час перебування, а також змішування вод сприяють присутності (або відсутності) різних неорганічних з'єднань у ґрунтових водах (Pulido-Velazquez et al, 2022). Хлориди існують як основний іон у більшості природних вод, але багато антропогенних джерел збільшують концентрацію хлоридів в багатьох водах. Хоча природні концентрації в континентальних водах можуть досягати 200 000 міліграмів на літр, концентрації хлоридів, які підходять для екологічної оцінки прісної води, яка споживається людиною, а також має сільськогосподарське та промислове використання, зазвичай становлять близько 10–1000 мг/л (Granato et al, 2015).

Нітрати є основним забруднювачами ґрунтових вод у різних країнах світу. Концентрація нітратів вище 45 мг/л у вигляді нітрату та 10 мг/л у вигляді нітратного азоту непридатна для побутового використання. Зазвичай нітрати як такі не є потенційно небезпечним для здоров'я людини, але метаболічні реакції в організмі людини перетворюють їх на токсичні сполуки, такі як нітрити та нітрозаміни. Рівні нітратів вище максимально допустимої межі в організмі людини викликають метгемоглобінемію, гістопатологічні зміни, погіршення імунної системи організму, гіпертонію (Rahman et al, 2021).

Гідрохімічні дослідження проводилися на території Дніпровського водосховища, на двох ділянках коси гребного каналу в 2023році. За допомогою експрес-методу у воді визначався вміст нітратів, фторидів, хлоридів та основних показників, таких як водневий показник, загальна жорсткість та лужність.

Загальна лужність води досліджених ділянок складала 120 одиниць, а показник жорсткості коливався від 125 до 250 мг/л, pH=7. Іони заліза, свинця, нітритів були відсутні. Наявність міді, нітратів, хлоридів та флуоридів спостерігалася в незначних кількостях та складали 0,05; 10; 1 мг/л відповідно, що повністю співпадає з гранично-допустимими нормами для стану природних вод. Нерівномірність накопичення та розподілу гідрохімічних інгридієнтів ділянок водосховища зумовлювалась інтенсивним розвитком біохімічних процесів, біологічних властивостей гідробіонтів, гідрологічними умовами та впливом антропогенних чинників. Сезонність також має вирішальне при формуванні гідрохімічного стану водосховища: навесні підвищується рівень біогенних речовин та нітратів, а влітку змінюється рівень pH та вільного кисню у воді.

Визначення якості гідрохімічних показників води для сільськогосподарських, побутових та інших потреб є важливим для забезпечення безпеки та ефективного використання водних біоресурсів, тому проведення досліджень гідрохімічного стану Дніпровського водосховища в цілому та окремих його ділянок являється необхідним та потребує моніторингових досліджень

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Присяжнюк Н.М., Слободенюк О.І., Веред П.І. та ін. Оцінка стану водної екосистеми р. Протока Київської обл. за токсикологічними та біоіндикативними показниками // Агроекологічний журнал – 2021, т. 2. – С 101 – 107

Pulido-Velazquez, L. Baena-Ruiz, J. Fernandes, G. Arnó, K. Hinsby, D.D. Voutchkova, B. Hansen, I. Retike, J. Bikše, A.J. Collados-Lara, V. Camps, I. Morel, J. Grima-Olmedo, J.A. Luque-Espinar (2022) Assessment of chloride natural background levels by applying statistical approaches. Analyses of European coastal aquifers in different environments, Marine Pollution Bulletin, 174, https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.113303

Rahman, A., Mondal, N.C. & Tiwari, K.K. Anthropogenic nitrate in groundwater and its health risks in the view of background concentration in a semi arid area of Rajasthan, India. Sci Rep 11, 9279 (2021). https://doi.org/10.1038/s41598-021-88600-1

Granato, G.E., DeSimone, L.A., Barbaro, J.R., and Jeznach, L.C., 2015, Methods for evaluating potential sources of chloride in surface waters and groundwaters of the conterminous United States: U.S. Geological Survey Open-File Report 2015–1080, 89 p., http://dx.doi.org/10.3133/ofr20151080

УДК 556.531.4
В.О. КУРЧЕНКО, О.М. МАРЕНКОВ, О.С.НЕСТЕРЕНКО
Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара,
проспект Науки, 72, Дніпро 49045, Україна

ГІДРОХІМІЧНИЙ АНАЛІЗ СТАНУ ЗАПОРІЗЬКОГО (ДНІПРОВСЬКОГО) ВОДОСХОВИЩА ПОБЛИЗУ ОСТРОВА МОНАСТИРСЬКИЙ

Дослідження гідрохімічного стану водойм України залишається на сьогодні актуальними для всіх регіонів. Практично всі водні об’єкти у районах розміщення потужних промислових та сільськогосподарських комплексів відчувають сильний антропогенний вплив, який проявляється у забрудненні, виснаженні та деградації цих об'єктів (Паламарчук, 2001). Дніпропетровщина була та залишається потужним промисловим центром України, зважаючи на наявність значної кількості підприємств, що використовують у виробничому процесі воду басейну Запорізького (Дніпровського) водосховища, досить актуальними залишаються його постійні моніторингові дослідження гідрохімічних показників (Єсіпова, 2023). Важливим є те, що у зв’язку з повномасштабним вторгненням Російської федерації на територію України та активними бойовими діями проблема забруднення водойм стає ще більш актуальною, оскільки відомо, що внаслідок воєнних дій у водойми потрапляють та концентруються різноманітні токсичні речовини, які негативно впливають на загальну якість води і біоту.

Дослідження проводились у липні 2024 року поблизу о. Монастирський, м. Дніпро. Було проведено оцінку низки гідрохімічних показників із використанням стаціонарної станції «Наяда-2». Визначали наступні показники: температура води, загальний вміст завислих речовин, каламутність, кольоровість, вміст азоту нітратного та нітратів (NO_3^-), біохімічне споживання кисню у воді ($БСК_5$), дихроматну окисність води (ХСК), вміст кисню (O_2), вуглець органічних сполук ($C_{орг}$), електропровідність. Показники хімічного складу води порівнювали з нормативними показниками для рибогосподарського призначення (Гранично допустимі значення показників, 1990).

За результатами дослідження гідрохімічних показників встановлено, що показники температури води дослідної ділянки перевищували нормативні значення для рибогосподарського призначення та сягнули +30,0 °С. Температура водного середовища є одним із найважливіших чинників, який впливає на розвиток гідробіонтів (Jobling, 2003). Існують дослідження про вплив температури на характеристики, які пов’язані з репродукцією риб та інших гідробіонтів, а саме визначення статті, динаміка гаметогенезису, якість гамет, плодючість, вікову та статеву зрілість, а також на тривалість репродуктивного сезону (Alavi, 2005). Відомо, що підвищення температури внаслідок глобальних змін клімату стимулює зміни термінів нересту риб (Nõges, 2005), ці зміни можуть бути індикаторами кліматичних змін (Schneider, 2010).

Показник pH був у межах норми та в середньому становив 7,3 од. Водневий показник відіграє важливу роль у формуванні якості води та є достатньо стабільним та змінюється у незначних межах, що обумовлено буферними властивостями води.

Загальний вміст завислих речовин складав 12,7 мг/дм^3, що повністю відповідає нормативним показникам для рибогосподарського призначення. Стосовно каламутності та кольоровості води, то при досліджені не виявлено перевищення їх значень, показник кольоровості складав 5,00 град., а каламутності – 70,3 мг/дм^3. Найбільша концентрація завислих речовин у поверхневих водах зростає весною та влітку внаслідок утворення

органічних речовин у самій водоймі. З підвищенням концентрації завислих речовин у воді збільшується її каламутність (Ткачук, 2021).

Показник $БСК_5$ складав 3,5 мг $O_2/дм^3$, що не відповідає нормативним показникам якості води для рибогосподарського призначення. Величина біохімічного споживання кисню залежить від наявності у водоймі значної кількості органічних речовин як природного так і антропогенного походження (Арсан, 2006). Основними джерелами забруднення поверхневих вод органічними речовинами є стоки органічних відходів тваринницьких ферм, промислові стічні води переробної галузі та інше (Ткачук, 2021).

Встановлено перевищення показника ХСК, який складав 41,5 мг $O_2/дм^3$. Спостерігається тенденція до збільшення цього показника порівняно з попередніми дослідженнями. Хімічне споживання кисню – один з інтегральних показників її якості, що використовується для оцінки загального вмісту в ній органічних речовин. Дослідження змін значень ХСК у водних об'єктах та порівняння з іншими інтегральними показниками надають важливу інформацію стосовно кількості органічної речовини, її походження та процесів, що відбуваються в цих об'єктах. Тому показник ХСК широко використовується в моніторингу якості води і в практиці гідрохімічних досліджень (Арсан, 2006)

Подекуди було зафіксовано низькі показники розчиненого кисню – 1,32 мг/л, що пов'язано з температурним режимом, хоча в цілому останні були у межах норми та трималися на рівні 7,5мг/л. Розчинений у воді кисень – найважливіший фізико-хімічний показник природної води, є природним окиснювачем, що визначає якість води і можливість підтримки онтогенезу гідробіонтів. Зниження концентрації кисню у воді зменшує інтенсивність процесів самоочищення у водоймі і погіршує якість води. Крім того, нестача кисню викликає посилення процесів відновлення, внаслідок чого посилюється процес міграції речовин з донних відкладів у воду, що контактує з ними, тобто відбувається вторинне забруднення водного середовища, масштаби якого визначаються в значній мірі тривалістю впливу анаеробних умов (Федоненко, 2018).

При досліджені не виявлено перевищень нормативних показників нітратного азоту та нітратів. Наявність нітратних іонів у природних водах пов'язана з процесами нітрифікації у водоймі, також значна кількість нітратного азоту у поверхневі води надходить разом з промисловими та господарсько-побутовими стічними водами і при поверхневому стоку із сільськогосподарських угідь, особливо при внесенні азотних мінеральних і свіжих органічних добрив (Ткачук, 2021). Вміст $С_{орг}$ складав 20,60 мг/$дм^3$, що також не перевищує нормативні значення для рибогосподарського призначення. Показник електропровідності трималися на рівні 322,50 us/cm, порівнюючи отримані дані з попередніми дослідженнями спостерігається тенденція до незначного збільшення цього показника, що може говорити про поступове зростання загальної мінералізації води, хоча перевищень останньої не виявлено.

Отже, за результатами гідрохімічних досліджень вода на дослідній ділянці не відповідає нормативним показникам якості води для рибогосподарських потреб за значеннями температури води, $БСК_5$ та ХСК. Поодиноко встановлено край низькі показники кисню – 1,32 мг/л. Ці зміни можуть негативно впливати на фізіологічний стан риб та інших гідробіонтів та спровокувати заморні явища у водоймі.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Арсан, О. М., Давидов, О. А., Дьяченко, Т. М., Евтушенко, М. Ю., Жукинський, В. М., Кирпенко, Н. І. та ін. (2006). Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод. За ред. В. Д Романенка. НАНУ: Ін-т гідробіології. К: Логос, 156–180.

Гранично допустимі значення показників якості води для рибогосподарських водойм.

Єсіпова Н. Б., Шарамок Т. С., Скляр Т. В., Маренков О. М., Гудим Н. Г., Форощук В. В. (2023). Гідроекологічна характеристика сучасного стану Запорізького (Дніпровського) водосховища та його приток. Рибогосподарська наука України, 4 (66), 35-48.

Загальний перелік ГДК і ОБРВ шкідливих речовин для води рибогосподарських водойм. (1990). Київ, 45 с.

Паламарчук М.М., Закорчевна Н.Б. (2001). Водний фонд України. За ред. В.М. Хорєва, К.А. Алієва. К.: Ніка-Центр, 392 с

Ткачук О.П., Демчук О.А. (2021). Екологічна ефективність очистки поверхневих вод методом структуризації, забруднених діяльністю агропромислового комплексу. Сільське господарство та лісівництво, 21, 220–232.

Федоненко О.В., Маренков О.М. (2018). Промислове освоєння іхтіофауни Запорізького (Дніпровського) водосховища. Дніпро, Ліра, 152 с.

Alavi S. M. H., Cosson J. (2005). Sperm motility in fishes. I. Effects of temperature and pH: A review. Cell Biology International, 29(2), 101–110.

Jobling M. (2003). The thermal growth coefficient (TGC) model of fish growth: a cautionary note. Aquaculture Research, 34(7), 581–584.

Nõges P., Järvet A. (2005). Climate driven changes in the spawning of roach (Rutilus rutilus (L.)) and bream (Abramis brama (L.)) in the Estonian part of the Narva River basin. Boreal Environment Research, 10(1), 45–55.

Schneider K. N., Newman R. M., Card V., Weisberg S., Pereira D. L. (2010a). Timing of Walleye Spawning as an Indicator of Climate Change. Transactions of the American Fisheries Society, 139(4), 1198–1210.

УДК 556.114:556.5(28)

В.А. ЖЕЖЕРЯ, П.М. ЛИННИК, Т.П. ЖЕЖЕРЯ, В.П. ОСИПЕНКО
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ 04210, Україна

ГІДРОХІМІЧНИЙ РЕЖИМ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ УРБАНІЗОВАНОЇ ТЕРИТОРІЇ

Хімічний склад поверхневих вод мінливий і багатокомпонентний. Він зазнає просторових і сезонних змін. У водних об'єктах урбанізованої території ці зміни відбуваються помітніше, оскільки внаслідок надходження тих чи інших хімічних сполук порушується усталена хімічна рівновага. Зазвичай, у межах урбанізованої території водні об'єкти зазнають забруднення хлоридами, сульфатами, йонами натрію і магнію, сполуками неорганічного азоту і фосфору, розчиненими органічними речовинами (РОР), серед яких слід виокремити нафтопродукти і синтетичні поверхнево активні речовини (СПАР), а також деякі специфічні органічні речовини (пестициди, гербіциди, барвники тощо). Водні об'єкти в межах населених пунктів також зазнають забруднення сполуками металів, які за певних концентрацій проявляють токсичний вплив.

У поверхневих водах хімічні сполуки, які надходять з водозбору, зазнають перерозподілу між абіотичними і біотичними компонентами, а також трансформації їхніх співіснуючих форм. При надходженні тих чи інших сполук хімічного елемента, певна їхня частина асимілюється гідробіонтами або знаходиться у розчиненому чи

завислому стані, а інша частина депонується у складі донних відкладів. Останнє призводить до тимчасового вилучення хімічних елементів з водного середовища. Однак, у водних об'єктах може відбуватися вторинне забруднення води різноманітними хімічними речовинами через їхнє надходження з донних відкладів. Воно посилюється за дефіциту розчинного кисню, зниження величин pH і окисно-відновного потенціалу (*Eh*-потенціалу), зростання мінералізації води тощо. Таким чином, поверхневі водні об'єкти урбанізованих територій можна вважати найбільш уразливими до антропогенного впливу, що позначається на їхньому гідрохімічному режимі. Останній, у свою чергу, визначає умови життєдіяльності гідробіонтів.

За постійного антропогенного впливу поверхневі водні об'єкти в межах населених пунктів зазнають евтрофування, яке, порівняно з природним старінням протягом 200–300 років, пришвидшується в рази і вже починає спостерігатися через декілька років. До наслідків евтрофування водойм відносять дефіцит O_2, зростання концентрації сполук азоту і фосфору, збільшення вмісту завісі органічного походження (фітопланктон, детрит), зростання частки органічних речовин автохтонного походження, домінування представників синьозелених і зелених водоростей, зростання біомаси бентосних та епіфітних водоростей, зміну видового складу та біомаси макрофітів, збільшення каламутності води, зростання вмісту амонійного азоту (NH_4^+) і неорганічного фосфору ($P_{неорг}$) у донних відкладах, замори, втрату рекреаційних властивостей (Хендерсон-Селлерс, Маркленд, 1990). До певних особливостей водних об'єктів, які знаходяться у межах населених пунктів, слід віднести більш виражене пікове надходження зливних або скидних стічних вод, порушення природного біорізноманіття (Vermonden et al., 2009).

Мета наших досліджень полягала у встановленні особливостей гідрохімічного режиму водних об'єктів в межах урбанізованої території.

Натурні дослідження проводились протягом 2009–2023 рр. на водних об'єктах м. Києва (озера Тельбін, Нижній Тельбін, Вербне, системи Опечень, Китаївські ставки, Горіхуватські ставки, річки Либідь, Дарниця, Сирець), а також на річках Буча, Рокач і Ірпінь в межах міст Ірпінь, Буча і Гостомель. Результати багаторічних досліджень озер системи Опечень викладено у монографії (Стан водних об'єктів …, 2023).

Мінералізація води належить до найбільш сталих гідрохімічних показників. Мінімальні її величини характерні навесні під час водопілля. Деяке зниження мінералізації води відмічено після злив. У межах урбанізованих територій зміна величин мінералізації води має певні особливості. Наприклад, в озерах системи Опечень мінералізація води протягом 2021 р. змінювалась в середньому в межах 330–464 і 511–720 мг/дм^3 відповідно у поверхневому і придонному шарах, досягаючи максимальних величин взимку і навесні. Зниження її величин відбувалось, починаючи з літа і до осені внаслідок промивання цих озер дощовими водами. У поряд розташованому Канівському водосховищі мінералізація становила 248–424 мг/дм^3, складаючи в середньому 323 мг/дм^3. Зростання мінералізації води взимку і особливо навесні зумовлене додатковим надходженням йонів Na^+, Mg^{2+}, Cl^- і SO_4^{2-} через використання солей проти обледеніння. Концентрація зазначених йонів зростала приблизно у 3–5 разів, досягаючи відповідно 92–164, 38–53, 91–186 і 101–247 мг/дм^3. У воді Канівського водосховища їхній вміст значно нижчий і становить у середньому 14,8, 14,4, 24,1 і 36,8 мг/дм^3. Мінералізація води у річках Ірпінь, Буча та Рокач протягом 2022–2023 р. змінювалася в межах відповідно 393–466, 341–581 і 368–438 мг/дм^3. Максимальні зміни мінералізації води (≈ 240 мг/дм^3) спостерігались в р. Буча в межах урбанізованої території, дещо менші коливання відмічені в річках Ірпінь і Рокач відповідно 73 і 70 мг/дм^3. Таким чином в межах

населених пунктів відмічено зростання мінералізації води і зміна йонного складу за рахунок зростання вмісту йонів Na^+, Mg^{2+}, Cl^- і SO_4^{2-}, які надходять з водозбору зі зливовими і стічними водами.

Вміст біогенних речовин у поверхневих водах урбанізованих територій зазнає найбільших змін, що пов'язано, з одного боку, через їхнє надходження зі стічними і зливовими водами, а також з донних відкладів. З іншого боку, вони активно асимілюються рослинними організмами, внаслідок чого вміст біодоступної форми азоту, фосфору і силіцію знижується. В забруднених поверхневих водах відмічено домінування неорганічних форм азоту і фосфору. Наприклад, у воді р. Бучі вище за течією і поза межами населеного пункту концентрація неорганічного і загального азоту не перевищувала відповідно 1,3 мг N/дм^3 та 5,2 мг N/дм^3, тоді як в м. Буча вона відчутно зростала і знаходилась в інтервалі відповідно 0,8–22,6 та 3,8–30 мг N/дм^3. Вміст неорганічного і загального фосфору у воді р. Бучі варіював у діапазоні 0,031–0,046 і 0,243–0,272 мг P/дм^3, а в межах міста їхня концентрація істотно зростала і досягала 0,034–1,625 і 0,293–1,776 мг P/дм^3. На ділянках річок Ірпінь і Буча, де спостерігалося забруднення води сполуками азоту і фосфору, частка неорганічного азоту і фосфору досягала в середньому 55,6–87,7 % $N_{заг}$ і 54,9–79,8 % $P_{заг}$, тоді як вище за течією вона була нижчою і не перевищувала 38,6 % $N_{заг}$ і 43,7 % $P_{заг}$. У водних об'єктах з уповільненим водообміном концентрація неорганічного азоту і неорганічного фосфору та розчинного силіцію у поверхневому горизонті води може знижуватись майже до нуля за рахунок їхнього активного споживання макрофітами, фітопланктоном, фітоепіфітоном, перифітоном. Водночас, у водній товщі нижче термоклину спостерігається істотне зростання вмісту зазначених біогенних сполук, що зумовлено їхнім низьким споживанням гідробіонтами і інтенсивним надходження з донних відкладів за формування дефіциту O_2 у придонному шарі води під час прямої і зворотної температурної стратифікації. Наприклад, в озерах системи Опечень вміст амонійного азоту у поверхневому шарі води досягав мінімальних величин 0,040–0,090 мг N/дм^3 влітку, а максимальних 0,706–1,666 мг N/дм^3 взимку. Його вміст у придонному шарі води протягом року становив 0,207–13,17 мг N/дм^3, досягаючи максимальних величин перед настанням осінньої гомотермії. Вміст неорганічного фосфору у воді озер системи Опечень змінювався від 0,010 до 3,121 мг P/дм^3. Максимальні величини були характерними для придонного горизонту води. Сезонна і просторова динаміка неорганічного фосфору була подібна до амонійного азоту. Концентрація розчинного силіцію у воді озер системи Опечень протягом 2021 р. змінювалась від 0,03 до 6,4 мг/дм^3. Мінімальні його концентрації виявлено у поверхневому шарі води під час інтенсифікації розвитку діатомових водоростей навесні, а в деяких випадках і восени. Максимальна концентрація розчинного силіцію була характерною для придонного шару води, що пояснюється його надходженням з донних відкладів та меншим споживанням біотою У інших досліджуваних озерах динаміка біогенних речовин була подібною, але вміст неорганічних форм азоту і фосфору був нижчим.

До найпоширенішої групи РОР належать гумусові речовини (ГР), які вважаються найбільш стійкими до деструкції. До РОР природного походження також відносяться білковоподібні речовини і вуглеводи, які надходять переважно до водного середовища з прижиттєвими виділеннями гідробіонтів і внаслідок деструкції відмерлих решток живих організмів. До особливостей водних об'єктів урбанізованої території слід віднести зростання частки вуглеводів і інших груп органічних речовин, які не ідентифіковані, і зниження частки ГР. Наприклад, у воді р. Ірпінь частка інших груп РОР була нижча (20,1–33,7% $C_{орг}$), ніж в гирлах більш забруднених річок Буча і Рокач. Частка інших груп

РОР в цих річках складала 19,7–62,7% (у середньому 38,6% $C_{орг}$). У верхніх трьох озерах системи Опечень частка інших груп РОР становила 62,4–73,7% $C_{орг}$, тоді як в нижніх трьох озерах цієї системи їхня частка знижувалась від 66,3 до 14,5% $C_{орг}$ від оз. Андріївського до оз. Йорданського. Це вказує на поступове очищення води в зазначених озерах від інших груп РОР вниз за течією.

В межах населених пунктів водні об'єкти зазнають забруднення сполуками Zn, Cd, Pb, Cr, Cu, Mn. Наприклад, в річках Ірпінь, Буча і Рокач спостерігались високі концентрації розчинної форми Mn і Cr, які змінювались в межах 26,8–2346 і 7,0–93,9 мкг/дм^3, а найбільш забрудненою виявилась р. Буча. В межах урбанізованої території також спостерігається зростання частки лабільної фракції металів. Наприклад, частка лабільного Mn у р. Буча поза межами населених пунктів становила лише 14,2%, тоді як в межах урбанізованої території вона знаходилась в межах 48,3–92,5% загального вмісту розчиненого Mn. Лабільна фракція металів належить до потенційно доступної і токсичної форми, а тому її зростання негативно позначається на якості води. Протягом 2014 р. вода р. Либідь зазнавала забруднення такими металами, як Cu, Zn, Cd і Pb. Концентрація їхньої розчинної форми знаходилась в межах 7,0–82,5, 22,6–81,0, 8,0–32,0 і 26,7–108,4 мкг/дм^3. Частка лабільної фракції цих металів становила 35,7–100, 84,3–99,3, 96,2–98,3 і 28,9–97,6% їхнього вмісту у розчиненому стані. У водоймах з уповільненим водообміном (ставки, озера) концентрація розчинених Mn і Fe, зазвичай, зростає у придонному горизонті води під час літньої і зимової температурної стратифікації. Це зумовлено надходженням цих металів з донних відкладів за дефіциту O_2. У цьому випадку зазначені метали також представлені переважно лабільною фракцією. Окремо слід зазначити, що в місцях локального забруднення поверхневих вод спостерігається дефіцит O_2 і зниження величини *Eh*-потенціалу від 100 мВ до від'ємних значень. У водних об'єктах з уповільненим водообміном дефіцит O_2 і формування відновлювальних умов проявляються у придонному шарі води нижче термоклину. Слід очікувати посилення негативного впливу урбанізації на гідрохімічний режим водних об'єктів зі змінами клімату.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Хендерсон-Селлерс Б, Маркленд Х.Р. (1990). Умирающие озера. Причины и контроль антропогенного эвтрофирования. Л.: Гидрометеоиздат, 280 с.

Vermonden K., Leuven R.S.E.W., van der Velde G., Katwijk M.M.V., Roelofs J.G.M., Hendriks A.J. (2009).Urban drainage systems: an undervalued habitat for aquatic macroinvertebrates. Biol. Conserv., Vol. 142. P. 1105–1115.

Стан водних об'єктів урбанізованих територій. Озера системи Опечень (2023). За ред. д.х.н. проф. П.М. Линника. К.: Ін-т гідробіології НАНУ, 175 с.

УДК [556.536:574](477.41)

С.В. БАТОГ, С.С. ДУБНЯК, Н.О. ІВАНОВА, Н.С. ВАНДЮК
Інститут гідробіології НАН України,
проспект Володимира Івасюка, 12, Київ 04210, Україна

ВПЛИВ ГІДРАВЛІЧНИХ ХАРАКТЕРИСТИК ПОТОКУ НА РІЧКОВИЙ ЕКОЛОГІЧНИЙ КОНТИНУУМ (НА ПРИКЛАДІ РІЧКИ ГОРІХУВАТКА)

Загальноприйнята класифікація водних об'єктів, що відображена у Водному кодексі України, передбачає поділ водних об'єктів на водойми та водотоки. Але при

цьому не зазначаються точні гідрологічні параметри, що дозволяють визначити до якого типу відносяться той чи інший водний об'єкт.

Наші комплексні гідроекологічні дослідження водойм м. Києва спрямовані, зокрема, на вивчення на особливостей континуальності та дискретності річкових систем. В основі поняття річкового екологічного континууму закладено розуміння про поступові зміни біоценозів через безперервність зв'язку в річках (Ivanova N.O., 2023; Protasov A.A., 2008), але на сьогодні це поняття набуло ширшого розуміння, що також включає просторово-часову подібність угрупувань (спільність певних ознак) і характеризує не лише лотичні (водотоки), а й лентичні (водойми) гідроекосистеми (Protasov A.A., 2008; Протасов О. О., Узунов Й., Силаєва А. А. та ін., 2022). В свою чергу дискретність є вираженим проявом специфічності окремих ділянок водного об'єкту, а фрагментованість можна оцінити як максимальне вираження дискретності. Окрім цього, саме дискретність обумовлює наявність будь-яких екологічних «меж».

Для істотно змінених водних об'єктів основним фактором впливу на гідроекосистему в просторово-часовому відношенні є трансформація гідрологічного режиму. Окрім зміни в часі видового складу угрупувань гідробіонтів, її проявом може стати більш виражена просторова фрагментація водної екосистеми (Ivanova N.O., 2023).

Результати наших досліджень свідчать про те, що одні і ті ж ділянки річки та окремі ставки можуть змінюватися за своїми гідробіологічними та гідрологічними характеристиками і наближатися до умов, характерних для водотоків або водойм. Зокрема, такі зміни спостерігаються на окремих річкових ділянках та ставках каскаду на р. Горіхуватка в м. Києві (Батог С.В., Іванова Н.О., 2023).

Для встановлення гідравлічних відмінностей нами було використано методику розрахунку втрати енергії потоку з різним гідравлічним режимом (Знаменский В.А., 1981). Для порівняння використовуються дані про потоки у водоймах, річках, лотках та каналах як при спокійному (Fr<1) так і при бурхливому (Fr>1) режимах, які відповідно розподіляються на категорії: *водойма*, *водотік* та *швидкотік*.

В якості критеріїв, що включають основні гідравлічні параметри потоку, використовуються:

а) число Фруда, що визначає відношення сил інерції до сили тяжіння:

$$Fr = v^2/gH;$$

б) число Рейнольдса

$$Re = vH/v;$$

в) відношення числа Рейнольдса до числа Фруда (Re/ Fr), тобто відношення сил тяжіння до сили в'язкості;

г) похил вільної поверхні *I*, що характеризує сумарні сили опору руху;

д) показник шорсткості (H/Δ, де H – глибина, Δ – середній діаметр донних відкладів), що визначає граничні умови придонного потоку,

Найбільше значення співвідношення *Re/Fr* відмічається у *водоймах* (Знаменский В.А., 1981). Для *водотоків* це співвідношення зменшується за рахунок зростання швидкості, при цьому значна втрата енергії обумовлена шорсткістю дна. У водоймах цей показник в основному залишається сталим, оскільки рух донних частинок практично відсутній, виключенням є прибережна зона, в якій під дією хвильових процесів відбувається вздовжберегове перенесення наносів і переформування берегових мілин. Втрати енергії у водоймах забезпечуються за рахунок мікроструктурної турбулетності,

що характерна для придонного шару, та мезо- й макроструктур, що формуються в зоні контакту циркуляції з транзитним потоком і берегами.

У водотоках вплив шорсткості дна на характер втрат енергії ускладнюється рухом донних наносів, що формують рухливі руслові форми. Рух наносів у *швидкотоках* відбувається за типом гладкої фази, тобто на дні відсутні руслові форми, при цьому значення шорсткості досягає великих значень.

В даному дослідженні до уваги були взяті річкові ділянки р. Горіхуватки, а саме: верхня – № к-1, в межах занесеної наносами акваторії вже неіснуючого ставка, середня – між ставками № 2(3) та №3(4); нижня – між ставками № 3(4) та №4(5). Більш детальна інформація щодо системи каскаду ставків на р. Горіхуватка наведена у попередній роботі (Батог С.В., Іванова Н.О., 2023).

Згідно співвідношення *Re/Fr*, отриманого за результатами наших вимірів та розрахунків, у верхній річковій ділянці р. Горіхуватка переважно формуються умови характерні для *водотоку*, хоча у зимовий-весняний період це співвідношення відповідало умовам *водойми*. Необхідно відзначити, що загальний перепад висот «бетонного лотка» від виходу з колектору до замикаючого створу верхньої річкової ділянки становить орієнтовно 5,5 м. За показником похилу вільної поверхні цю ділянку можна віднести до *швидкотоків*, що можуть формуватися під час зливових дощів. Сума опадів у Києві в липні в останні десятиліття зростає. Вона формується переважно зливами з добовим максимумом понад 15 мм (Мартазинова В.Ф., Щеглов А.А., 2018; Вишневський В.І., 2023). Внаслідок таких екстремальних опадів до верхньої річкової ділянки надходять залпові скиди та змиви поверхневих вод з урбанізованого водозбору. Це обумовлює перенесення та переформування наносів в межах занесеної акваторії першого ставка та формування зон їх виносу на акваторії наступного ставка, що саме і відмічається порівнянням результатів наших спостережень і космознімків за останні 14 років (Батог С.В., Іванова Н.С., 2023).

У середній річковій ділянці, що знаходиться між ставками № 2(3) та №3(4), відповідно до співвідношення *Re/Fr* формуються умови характерні для *водойми*. За нашими спостереженнями тут відмічається відсутність течії води, особливо в літній період, що скоріш за все обумовлено незначним притоком поверхневих вод (2-3 л/с) та підпором води нижче за течією ставком. Хоча за показником похилу вільної поверхні цю ділянку можна віднести до *швидкотоків*, адже русло водотоку пролягає через долинно-балковий рельєф Голосіївського лісу і загальний перепад висот цієї річкової ділянки становить близько 3 м.

За співвідношенням *Re/Fr* у нижній частині річкової ділянки р. Горіхуватка (неподалік від верхів'я ставка №4(5)), формуються умови, характерні для *водойми,* особливо у літній меженний період, що обумовлено малими об'ємами стоку та підпором рівня води штучною водоймою. На цій же річковій ділянці на 500 м вище за течією від ставка №4(5), формуються умови характерні для *водотоку*, а при інтенсивних зливових опадах – *швидкотоку*. Але першочерговим фактором переходу в область швидкотоків є зростання похилу на цій ділянці, адже загальний перепад висот на ній досягає 9 м.

Отже, отримані результати досліджень за гідравлічними характеристиками потоку на річкових ділянках річки Горіхуватки свідчать про порушення екологічного континууму, а саме трансформації гідрологічного режиму в просторово-часовому відношенні, що обумовлено антропогенними факторами.

Роботу проведено в рамках виконання держбюджетної теми №153 та проекту НДР молодих учених НАНУ за договором №82-11/05-2024.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Батог С.В., Іванова Н.О. Еколого-гідрологічна характеристика каскаду ставків на р. Горіхуватка в м. Києві. VI наук.-практ. конф. молодих вчених «Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем»: зб. наук. праць (м. Київ, 10–11 жовтня 2023 р.). 2023. С. 18-22.

Вишневський В.І., Доніч О.А., Куций А.В. клімат Києва та його околиць. Київ: Варто, 2023. 124 с.

Знаменский В.А. Гидрологические процессы и их роль в формировании качества води. Гидрометеоиздат. 1981 – 248 с.

Іванова Н.О., Дубняк С.С., Батог С.В. Роль гідролого-морфологічних умов у зміні екологічного континууму водних об'єктів. Всеукр. наук.-практ. конф. з міжнар. участю «Інтеграція українських наукових досліджень в міжнародний простір: регіональний аспект», присв. 100-річчю МДПУ ім. Б. Хмельницького: зб. матер. (м. Запоріжжя, 21 квітня 2023 р.). 2023. С. 42-43.

Мартазинова В. Ф., Щеглов А. А. Характер экстремальных осадков начала XXI столетия на территории Украины. Український гідромет. журн. 2018. №22. С. 36-45. Режим доступу: http://nbuv.gov.ua/UJRN/Uggj_2018_22_6

Протасов О. О., Узунов Й., Силаєва А. А., Громова Ю. Ф., Морозовська І. О., Новосьолова Т. М. Екологічний континуум: фундаментальні концепції і використання у прикладній гідробіології. Гідробіологічний журнал. 2022. Т. 58, № 3. С. 3-18.

Ivanova N.O. Transformation of the hydrological regime of the water body as a factor of discreteness of the ecosystem (on the example of the Sasyk reservoir). XVI International Scientific Conference «Monitoring of Geological Processes and Ecological Condition of the Environment» (15-18 November 2022, Kyiv, Ukraine). 5 p.

Protasov A.A. River and Lake Continua: An Attempt at Analysis and Synthesis. Inland Water Biology. 2008. 1 (2), 105-113

УДК 577.34:581.526.3

В.В. БЕЛЯЄВ[1], О.М. ВОЛКОВА[1], С.П. ПРИШЛЯК[1], Н.Л. ШЕВЦОВА[1], В.В. СКИБА[2]

[1]Інститут гідробіології НАН України,
Проспект Володимира Івасюка, 12, Київ 04210, Україна
Білоцерківський національний аграрний університет
пл. Соборна 8/1, м. Біла Церква, Київська обл., 09100, Україна

РЕТРОСПЕКТИВНА ОЦІНКА ОПРОМІНЕННЯ ТА РІВНІ ЦИТОГЕНЕТИЧНИХ ПОРУШЕНЬ ГЕЛОФІТІВ ОЗ. БІЛОГО

На даний час встановлено, що дози опромінення гідробіонтів в деяких водоймах Чорнобильської зони відчуження значно нижчі від тих, які в експериментальних умовах спричиняють подібні радіаційні ефекти. Зокрема, рівень хромосомних аберацій у клітинах меристемних тканин ґрунтових коренів гелофітів при річній дозі опромінення 0,5–1,0 Гр у 3–4 рази перевищував спонтанний рівень хромосомного мутагенезу (Gudkov et al., 2016; 2017; Shevtsova, 2013), що пояснюють високими дозами опромінення рослин у перші місяці після аварії на ЧАЕС у 1986 р. (Belyaev et al. 2023), а також наступне тривале опромінення у відносно низьких дозах.

Об’єктом досліджень були гелофіти (очерет звичайний та рогіз вузьколистий) з оз. Білого (51,648°N, 26,024°E) на півночі Рівненської області, яке до теперішнього часу характеризується аномально високим вмістом ^{137}Cs у гідробіонтів (Волкова та ін., 2023).

Мета роботи – виконати ретроспективну оцінку дози опромінення гелофітив оз. Білого у вегетаційний сезон 1986 р. та проаналізувати рівень цитогенетичних порушень меристемних тканин коренів очерету звичайного.

Розрахунки вмісту радіонуклідів у компонентах озера та величини потужності поглиненої дози гелофітів проводили за моделями наведеними у (Belyaev et al. 2023), параметри міграції радіонуклідів у абіотичних компонентах обрані за результатами натурних досліджень (Волкова та ін, 2014). Спектр випадінь радіонуклідів на дзеркало озера розраховували за співвідношенням активності радіонуклідів викиду відносно ^{137}Cs. За первинне співвідношення ^{106}Ru, ^{144}Ce та ^{137}Cs було прийнято перераховане на 26 квітня 1986 р. їхнє співвідношення у ґрунтах західних областей України за (Чернобыль …, 1990). За результатами вивчення донних відкладів оз. Білого було прийнято, що щільність випадінь ^{137}Cs на дзеркало складала 100 кБк/м^2. Оцінка щільності випадінь ^{90}Sr узгоджується з його вмістом у донних відкладах.

Цитогенетичний аналіз меристемних клітини ґрунтових коренів очерету звичайного виконували у 2013, 2014 та 2021 рр. Визначення хромосомних порушень проводили анафазним експрес-методом, модифікованим для вищих водних рослин (Shevtsova, 2013).

Результати моделювання показали, що на початок травня 1986 р. сумарна активність водних мас озера досягала 328 Бк/л, при цьому 51 % активності формував ^{131}I, ^{132}Te – 22 %. Концентрація інших радіонуклідів, окрім ^{140}Ba, складала 1–12 Бк/л. До кінця жовтня 1986 р. сумарна концентрація радіонуклідів у воді зменшилася до 17 Бк/л, тобто приблизно в 19 разів. При цьому концентрація ^{106}Ru зменшилась приблизно у 3 рази, ^{144}Ce – у 4 рази, а ^{90}Sr та радіонуклідів цезію практично не змінилася.

За результатами моделювання на початку травня 1986 р. активність гелофітів досягала 10 кБк/кг, а внесок ^{131}I до сумарної активності складав 40–50 %. До кінця вегетаційного сезону питома активність гелофітів зменшилася у 2 рази і приблизно на 55 % визначалася радіонуклідами цезію.

У 1986 р. випадання радіоактивних аерозолів на поверхню рослин і висока концентрація радіоактивних елементів у водних масах призвели до активного накопичення радіонуклідів гелофітами, тому внесок зовнішнього опромінення в сумарну дозу не перевищував 5 %. У перші місяці після аварії зовнішнє опромінення рослин формувалося в основному радіонуклідами, що знаходилися у воді.

За нашими оцінками, у вегетаційний 1986 р. потужність поглиненої дози гелофітів досягала15 мкГр/доба. Потужність дози опромінення коренів гелофітів була в 2,4 та 1,6 рази більшою, ніж надземних органів та кореневищ, відповідно. Розрахунки показали, що за вегетаційний сезон 1986 року сумарна поглинена доза гелофітів становила близько 2,3 мГр. Внесок ^{131}I у формування дози гелофітів складав близько 5, радіонуклідів рутенію – 19, радіонуклідів цезію – 25, радіонуклідів церію – 37 %.

За нашими даними у 2021 р. величина потужності дози внутрішнього опромінення гелофітів за рахунок штучних радіонуклідів складала 0,1–0,2, загальна – 1 мкГр/доба, тобто була у 15 разів меншою, ніж максимальна у вегетаційний сезон 1986 р.

Величини потужності дози внутрішнього опромінення гелофітів оз. Білого у вегетаційний сезон 1986 р. були у 1,5–2,7 разів меншими ніж відповідні величини у найбільш забруднених озерах Чорнобильської зони відчуження на сучасному етапі.

Аналіз цитогенетичних порушень та їх спектру виявив підвищений рівень цитогенетичних порушень у рослин оз. Білого порівняно зі спонтанним рівнем у 2%, який притаманним гідробіонтам (Цыцугина, 2004). У спектрі хромосомних аберацій переважали одиночні та подвійні фрагменти – до 80%. Частка одинарних та подвійних мостів у середньому не перевищувала 20%. Привертає увагу наявність множинних аберацій, що є не зовсім характерним для спектру хромосомних порушень за фонових радіаційних значень (Куцоконь, 2004). Індекс мультиаберантності також дещо перевищений і варіює в межах 1,05–1,12, що також не характерно для популяцій рослин водойм з фоновими радіаційними значеннями.

У спектрі хромомсомних порушень спостерігалися наступні множинні аберації – клітини з трьохполюсними мітозами та клітини з нерівномірно поділеним набором хромосом. Звертає на себе увагу й те, що значення досліджуваних цитогенетичних показників у 2021 р. не зменшилися в порівняння з 2013–2014 рр. Це може свідчити про існуючу довготривалу цитогенетичні нестабільність.

Можна припустити, що в оз. Білому довготривале низько інтенсивне опромінення коренів багаторічної рослини – очерету звичайного, призводить до накопичення цитогенетичних ушкоджень, що відображається у стабільно високому – у 1,5 рази вищому за спонтанний рівень, показнику частот аберантних анафаз та нетиповому для фонових водойм підвищеному індексу мультиаберантності.

Таким чином, у вегетаційний 1986 р. потужність поглиненої дози гелофітів оз. Білого досягала15 мкГр/доба і була приблизно у 100 разів більшою, ніж сучасні рівні потужності дози внутрішнього опромінення та у 15 разів більшою, ніж сумарна потужність дози за рахунок штучних радіонуклідів.

Довготривале низько інтенсивне опромінення коренів очерету звичайного призвело до накопичення цитогенетичних ушкоджень, що відображається у 1,5 рази вищому за спонтанний рівень показнику частот аберантних анафаз та наявності множинних аберацій

Роботу виконано за підтримки Національної академії наук України.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Волкова О.М., Беляєв В.В., Пархоменко О.О., Пришляк С.П. (2014) Параметри розподілу радіонуклідів у водоймах різного трофічного статусу. Природа Західного Полісся та прилеглих територій: зб. наук. пр. / за заг. Ред. Ф.В. Зузука. Луцьк: Східноєвроп. нац. ун-т ім. Лесі Українки. 2014. № 11. С. 127—132.

Волкова О.М., Беляєв В.В., Пришляк С.П., Гудков Д.І., Каглян О.Є., Скиба В.В. Техногенні радіонукліди у гідробіонтах водойм півночі України. Гідробіологічний журнал. 2023. Т. 59, № 6. С. 100–119..

Куцоконь Н.К. (2004) Радіаційна індукція множинних хромосомнихних пошкоджень у рослин.: Автореф. дис.. …канд. біол.. наук. 24 с.

Цыцугина В.Г., Поликарпов Г.Г. Методология изучения эквивалентности действия радиоактивного и химического загрязнения на природные популяции гидробионтов. Гідробіологічний журнал. 2004. Т. 40, №5. С. 78—89.

Чернобыль: Радиоактивное загрязнение природных сред /Ю.А. Израэль, С.М. Вакуловский, В.А. Ветров и др. (1990). Л.: Гидрометеоиздат, 296 с.

Belyaev VV, Volkova OM, Gudkov DI, Prishlyak SP, Skyba VV. (2023). Radiation dose reconstruction for higher aquatic plants and fish in Glyboke Lake during the early phase of the Chernobyl accident. Journal of Environmental Radioactivity. 2023 Jul; 263:107169. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2023.107169. PMID: 37043841.

Gudkov D., Shevtsova N., Pomortseva N. et al. (2017). Aquatic Plants and Animals in the Chernobyl Exclusion Zone: Effects of Long-Term Radiation Exposure on Different Levels of Biological Organization (Book chapter) In Genetics, Evolution and Radiation, Springer, Biosphere and Humanity / Ed.by V. Korogodina, C. Mothersill, S. Inge-Vechtomov, C. Seymour. Series C: Environmental Security. Dordrecht: Springer. P. 287—302.

Gudkov, D.I., Shevtsova, N.L., Pomortseva, N.A., et al. (2016). Radiation-induced cytogenetic and hematologic effects on aquatic biota within the Chernobyl exclusion zone. Journal of Environmental Radioactivity. 151, 438-448.

Shevtsova N.L. and D.I. Gudkov Cytogenetic Damages in the Common Reed Phragmites australis in the Water Bodies of the Chornobyl Exclusion Zone // Hydrobiological Journal v.49, n. 2 (2013), P. 85-98. doi: 10.1615/HydrobJ.v49.i2.80

УДК 574.504(556:54.06+579)(628.1)

В.В. ТРИЛІС, Є.В. СТАРОСИЛА, А.О. МОРОЗОВА
Інститут гідробіології НАН України,
пр. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна

ГІДРОХІМІЧНИЙ ТА МІКРОБІОЛОГІЧНИЙ АНАЛІЗ СТАНУ ОЗ.ЗОЛОЧЕ ТА ПРИЛЕГЛИХ ДО НЬОГО ВОДОЙМ

Озеро Золоче та прилеглі до нього водойми розташовані на південно-східній околиці м. Києва і належать до заплавних водойм лівобережної заплави Дніпра. Воно гідрологічно (через Дренажний канал) пов’язане з скидним каналом Бортницької станції аерації (канал БСА)

У 2020 р. на цих водоймах було зафіксовано масовий спалах розвитку інвазивної тропічної водоплаваючої рослини пістії (Pistia stratiotes L.), що призвело до надходження у водойми близько 3 тис. тон надлишкової органічної речовини (Havryliuk et al., 2021). Переважна більшість цієї органічної речовини затонула і потрапила у донні відклади.

У літньо-осінній сезон 2021 р. на цій системі водойм були проведені комплексні гідробіологічні дослідження з метою оцінки екологічної ситуації. Зокрема, вивчались гідрохімічні та мікробіологічні показники, аналізу яких присвячена дана стаття.

На досліджуваній території були обрані три репрезентативні станції спостережень, розташовані на різній відстані від каналу БСА. На північному краї оз. Золоче поряд з дамбою, що відділяє озеро від оз. Горбачиха розташована станція відбору проб № 1. В центральній частині оз. Золоче знаходиться станція № 2. В місці входу дренажного каналу в озеро, поруч з котеджним містечком, розташована станція № 3. Напрямок руху води на цих трьох станціях може змінюватись на протилежний, в залежності від режиму роботи насосної станції. На виході каналу БСА, куди потрапляє виключно вода з очисних споруд, розташована станція № 4.

Проби для дослідження відбиралися з поверхневого та придонного горизонтів. Визначення основних гідрохімічних та мікробіологічних показників природної води проводилося по загальноприйнятих в гідробіології практиці методиках (Методи…, 2006).

Насиченість води киснем закономірно знижується зі зменшенням відстані до каналу БСА, від станції 1 до станції 3. На ст.1 в поверхневих горизонтах насичення киснем було близьким до норми і коливалось в межах 70-80%. В той же час у придонних шарах води воно знижувалось до 15%, що свідчить про несприятливу ситуацію, викликану органічним забрудненням. На станції 3 вміст кисню навіть у поверхневих

горизонтах коливався від 70% до 50% насичення, що свідчить про надмірне органічне забруднення. В придонних шарах вміст кисню коливався від 15% (ст. 1) до 0 (ст. 3), що фактично означає кисневий замор і наявність анаеробних умов, непридатних для існування гідробіонтів.

Мінералізація води озера досягала 470,51 мг/дм^3, що значно перевищує мінералізацію природних водойм, які не зазнають суттєвого техногенного впливу. В той же час необхідно підкреслити, що підвищення мінералізації води по акваторії водойми мало свої особливості. А саме: на ст. 1 і 2 відбувалося, головним чином, за рахунок підвищення вмісту гідрокарбонатних іонів та іонів хлору. Тоді, як в зоні, прилеглий до скиду БСА – за рахунок іонів хлору та сульфатних іонів. Це привело до зміни класу води водойми від Cl^{Ca} до S^{Ca} , що не є характерним для фізико-географічної зони розташування водойми, а відбувається внаслідок значного техногенного впливу на екологічний стан озера. У озері відмічені високі концентрації сульфатних іонів, вміст яких досягав 120,0 мг/дм^3. Підвищений вміст іонів хлору, натрію, калію та сульфатних іонів спостерігався на тлі зниження долі іонів кальцію та магнію. Таким чином, стічні води каналу БСА, що несуть значну кількість сульфатних іонів та відносяться до сульфатно-карбонатних вод, помітно впливають на гідрохімічний стан прилеглих водойм. Зокрема, на найближчій до каналу ст. 3 вода також відноситься до сульфатно-карбонатного класу, тоді, як на решті станцій – до хлоридно-карбонатного класу, більш притаманного даній місцевості.

Спостереження показали, що водні маси озера характеризуються суттєвим вмістом всіх форм неорганічного азоту. Встановлено, що у воді оз. Золоче основною формою неорганічного азоту є його амонійна форма, вміст якої коливався в досить широких межах – від 0,360 до 11,04 мг N/дм^3. При цьому найвищі концентрації амонійного азоту (що перевищували ГДК у 7 разів) зареєстровані у придонних шарах води на ст. 2 і 3, де також відмічався гранично низький рівень кисню. Враховуючи більш низький вміст амонійного азоту в каналі БСА, можна зазначити, що основним джерелом його надходжень є не стічні води каналу, а надлишок органічних речовин, що розкладаються бактеріями в анаеробних умовах. В той же час, концентрація нітритного азоту у водоймі сягала 0,615 мг N/дм^3, а у скидах БСА їх концентрація підвищувалася до 0,742 мг N/дм^3. Відомо, що нітритні іони є нестійким продуктом в процесі нітрифікації і виявлення їх підвищеного вмісту є показником посиленого розкладання органічної речовини, що накопичилася у водоймах і їх забруднення, тобто є важливим санітарним показником. Вміст нітратного азоту у водоймі підвищувався до 0,116 мг N/дм^3. Вочевидь, що такі високі концентрації форм мінерального азоту у водоймі є наслідком сукупної дії, як анаеробних факторів водного середовища, так і антропогенної складової (в стічних водах БСА їх вміст сягав 1,992 мг N/дм^3), та свідчать про незадовільний гідроекологічний стан водойми.

Ще одним доказом посиленого антропогенного пресу на екосистему водойм є динаміка і вміст фосфат-іонів. Як показали спостереження. водойма характеризується значним вмістом фосфат-іонів, найвища концентрація яких, відмічена у скидних водах БСА, сягала 1,872 мг P/дм^3. На інших станціях спостереження вміст фосфат-іонів був загалом меншим, хоча все рівно перевищував ГДК в десятки разів. Таким чином, стічні води, що надходять через канал БСА можуть бути головним джерелом фосфатного забруднення даних водойм.

Гідрохімічні параметри досліджуваних водойм нерозривно пов’язані з їхньою біотою, будучи, з одного боку, наслідком мінералізуючої діяльності мікроорганізмів, а з іншого — вагомим чинником, що формує біотичну складову екосистеми.

Кількість евтрофних бактерій (ЕБ) у дослідженій воді коливалася у межах 34,9–68,3 тис. кл/см^3. Максимальні значення цього показнику серед вивчених зразків реєстрували у північний частині озера на ст. 1, з подальшим зниженням вдвічі до місця входу дренажного каналу ст. 3. Подібні мінімальні величини (37,3 тис. кл/см^3) кількості ЕБ реєстрували і в нижній частині каналу БСА (ст. 4). Порядок величин на північному краї оз. Золоче (ст. 1) свідчить, про присутність легкоокиснюваних забруднюючих речовин. Ці показники корелюють також з гідрохімічними даними (відмічено високі концентрації біогенних речовин). В той же час, кількість оліготрофних бактерій (ОБ) на різних станціях була 243,2–744,0 тис. кл/см^3. Максимальні величини фіксували на виході з каналу БСА (ст. 4). Подібні високі величини відмічали також на ст.3. В місці з'єднання оз. Золоче з дренажним каналом (ст. 2) реєстрували мінімальні значення, які були в середньому у 2,7 рази нижчими, ніж по акваторії водного об'єкту. Така флуктуація величин пов'язана з локаціями станцій, гідрологічним режимом, фізико-хімічними параметрами води та наявністю значної кількості у воді органічних сполук рослинного походження (фітоматеріалу).

Співвідношення кількості ЕБ до ОБ опосередковано може свідчити про склад органічної речовини, особливо, вміст в ній біохімічно стійких органічних з'єднань. На досліджуваних ділянках відношення ЕБ/ОБ коливалося у межах 0,05–0,17, тобто було < 1. Домінування у планктоні оліготрофних бактерій свідчить про наявність у воді озера біохімічно стійких з'єднань, які можуть бути продуктами розкладу рослинних залишків вищих водних рослин, що цілком корелює з відміченим спалахом розвитку та відмирання інвазивної тропічної водоплаваючої рослини — пістії (Havryliuk et al., 2021).

За системою комплексної оцінки якості поверхневих вод (Романенко та ін., 1998) за показником кількості ЕБ вода на всіх станціях дослідження відносилася до IV класу та 6 категорії якості вод, тобто за ступенем чистоти — «брудна», за трофністю — політрофна. Низький клас якості води може бути пов'язаний з відмиранням рослинності в осінній сезон, теригенним стоком з прилеглих територій при дощовій погоді, антропогенним навантаженням тощо.

У досліджених зразках води встановлювалась також чисельність мезофільних бактерій (МБ), до яких відносять мікроорганізми шкіряних покровів, слизової чи кишківника людини та тварини, які культивуються на поживному середовищі при температурі 35−37°С (Общая микробиология…, 1988). Чисельність МБ у воді становила 276,8–438,4 тис. кл/см. Максимальні значення показнику серед вивчених зразків реєстрували біля місця входу дренажного каналу в оз. Золоче (ст. 3), мінімальні — на виході з каналу БСА, що в середньому було у 1,4 рази нижче, ніж по акваторії озера. Вміст у планктоні МБ на ст. 4 свідчить про те, що канал БСА є не джерелом цього типу забруднення. Застосована нами методика визначення чисельності МБ у воді дозволила встановити важливий показник якості води, а саме можливе забруднення води мікрофлорою теплокровних тварин. Це свідчить про низьку якість поверхневих вод, присутність забруднюючих речовин (наприклад, сільськогосподарська діяльність, стічні води, теригенний стік та змиви нечистот з луків, рекреаційне навантаження тощо) та, можливо, потенційно патогенних мікроорганізмів, які обумовлені умовами даної ділянки водойми.

Підсумовуючи вище сказане, можна зробити наступні висновки. Мікробіологічні дослідження, проведені на експериментальних станціях, корелюють з даними гідрохімічного аналізу та свідчать про несприятливий екологічний стан водойм. Розподіл показників по станціям показує, що досліджена система водойм може мати кілька різних джерел забруднення. Одним із них, очевидно, є канал БСА, через який в

систему надходять, переважно, вже мінералізовані речовини: сульфати, нітрити, нітрати, фосфати, тощо. В ньому ж зафіксована найбільша концентрація оліготрофних бактерій.

На віддалених від каналу станціях гідрохімічні та мікробіологічні показники свідчать про наявність органічного забруднення, яке, ймовірно, є наслідком надходження у водойму значної кількості органіки після спалаху розвитку водної рослинності. На це вказує дефіцит кисню в придонних шарах води, надмірні концентрації амонійного азоту (значно більші, ніж в каналі БСА) та інтенсивний розвиток ЕБ. На ст. 3, розташованій поруч з котеджним містечком, висока концентрація МБ свідчить про можливу наявність тут локального антропогенного забруднення на кшталт фекальних скидів. Загалом, значна кількість МБ свідчить про непридатність досліджених водних об'єктів для використання в оздоровчих цілях населенням.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Havryliuk, O.; Hovorukha, V.; Savitsky, O.; Trylis, V.; Kalinichenko, A.; Dołhańczuk- Śródka, A.; Janecki, D.; Tashyrev, O. Anaerobic Degradation of Environmentally Hazardous Aquatic Plant Pistia stratiotes and Soluble Cu(II) Detoxification by Methanogenic Granular Microbial Preparation. Energies 2021, 14, 3849.

Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / [Арсан О.М., Давидов О.А., Дьяченко Т.М. та ін.]; за ред. В. Д. Романенка. – К.: Логос, 2006. – 408 с.

Общая микробиология / под ред. А.Е. Вершигоры. – К.: Вища школа. – 1988. – 344 с

Романенко В.Д., Жукинський В.М., Оксіюк О.П., Яцик А.В. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями. К.: Символ-Т, 1998. 28 с.

СЕКЦІЯ ІІІ: МІСЦЕ ГІДРОЕКОЛОГІЇ В СИСТЕМІ ВИЩОЇ ОСВІТИ ТА ЇЇ ПОПУЛЯРИЗАЦІЯ

УДК 378.015.31:502/504:[37.091.12.011.3-051
В.О.КОВАЛЬ
Національний університет «Чернігівській колегіум» імені Т. Г. Шевченка
Вулиця Гетьмана Полуботка, 53, Чернігів 14013, Україна

ФОРМУВАННЯ ГІДРОБІОЛОГІЧНИХ ПОНЯТЬ У МАЙБУТНІХ УЧИТЕЛІВ ПОЧАТКОВОЇ ШКОЛИ

Актуальність проблеми дослідження обґрунтовано зростанням вимог до підготовки фахівців в галузі початкової освіти, що забезпечують формування у молодших школярів ключових компетентностей, які сприяють успішному навчання учнів у старший школі. Початкова школа є особливо відповідальним періодом у становленні особистості, адже у ній відбувається всебічний розвиток дитини, закладаються основи наукового світогляду, формуються цінності, здійснюється розвиток її талантів, здібностей. Основи природознавчих знань учнів закладаються у природничій освітній галузі, що реалізується в процесі вивчення навчального предмету «Я досліджую світ». Метою даної галузі є розвиток системних уявлень про цілісність та розмаїття природи, утвердження принципів сталого розвитку, становлення відповідальної, безпечної і природоохоронної поведінки у довкіллі (Типові освітні програми, 2018).

Питанню формування природознавчої компетентності майбутнього вчителя початкової школи присвячено роботи Н. Бібік, О. Біди, Т. Васютіної, Л. Нарочної, О.Савченко, проблемі розвитку педагогічних умінь майбутніх учителів присвячені праці В. Бондаря, О. Комар, О. Пометун, та ін. Незважаючи на значну кількість наукових досліджень, що розкривають проблему професійної підготовки майбутніх учителів початкової школи, праць, які характеризують підготовку вчителя до формування природничих понять не так багато. Тому метою статті є розкриття особливостей формування гідробіологічних понять як природничої складової в процесі підготовки майбутнього вчителя початкової школи.

Знання і поняття, які формуються у природничій освітній галузі початкової школи є пропедевтичними для подальшого вивчення шкільних предметів і закладають основи біології, хімії, географії, екології, фізики та астрономії. Ці поняття мають менший ступінь загальності, ніж загальноприродничі, вони входять до системи знань, яка формується на основі більш загальних понять, що служить випереджаючим під час вивчення курсу (Ільченко, 2008). «Під поняттям розуміють узагальнену форму відображення навколишньої дійсності у свідомості людини. Поняття разом із розумінням причино-наслідкових зав'язків та закономірностей відноситься до теоретичного рівня знань» (Ліннік, 2010). Отже, на початку дослідження для встановлення ключових аспектів підготовки майбутніх вчителів нами був проведений аналіз сучасних програм для початкової школи та підручників «Я досліджую світ» щодо наявності гідробіологічних понять. У підручниках були визначені теми, які пов'язані з водою, наприклад: «Вода її властивості», «Охорона водойм», «На які водні ресурси багата Україна», «Озера і болота України», «Підводний світ Тихого океану» та ін. Систематизовані основні терміни, які вивчають діти 1-4 класу та простежено ступінь

розвитку понять. Серед очікуваних результатів навчання здобувачів освіти нами визначені декілька, які пов'язані з гідробіологією:

- наводить приклади водойм різних типів, називає їх назви;
- пояснює колообіг води;
-доглядає за тваринами (мешканцями акваріуму);
- розповідає про мешканців водойм, океану;
- аналізує зв'язки у природному угрупуванні (організмів між собою, організмів з неживою природою);
-складає ланцюги живлення;
- розповідає про використання води, необхідність охорони водойм,
-пояснює наслідки забруднення водойм.

У практичному блоці програми учням пропонується виконати дослідження: «Складання характеристики природного угрупування своєї місцевості», «Способи дослідження води», «Дослідження способів заощадження води (вдома, у школі)».

Як відомо, якість формування природознавчої компетентності та її гідробіологічної складової молодших школярів залежить від професійності вчителя. Формування загальних гідробіологічних понять майбутніх вчителів початкової школи відбувається в процесі фахової підготовки в основному на заняттях загального циклу таких, як: «Основи природознавства та суспільствознавства», «Екологія», «Навчальна практика (польова)». Під час вивчення кожної теми навчальної дисципліни необхідно зосередити увагу студентів, що в ній можна виділити уявлення і поняття, які необхідно засвоїти дітям. Більшість понять поглиблюються в наступних темах, а рівень поглиблення визначається істотними ознаками і зв'язками. Як подати матеріал і які методи використати для учнів різних класів майбутні вчителі опановують в процесі методичної підготовки при вивчення навчальної дисципліни «Методика навчання природничої освітньої галузі». На заняттях студенти дізнаються, що для вірного формування понять необхідно дотримуватись певного алгоритму дій, який запропонований Т. Байбарою (2010):

1.Організацію чуттєвого сприймання ознак, властивостей предметів або явищ, формування уявлень про них або актуалізація раніше сформованих уявлень (Повторне сприймання об'єктів служить основою для актуалізації).

2. Організація розумової діяльності, спрямована на виділення істотних знак.

3. Забезпечення узагальнення і словесного визначення суті поняття, означення його відповідним терміном.

4. Організація закріплення сформованого поняття шляхом репродуктивного відтворення змісту.

5 Організація застосування засвоєного поняття у подібних і нових ситуаціях.

Важливого значення для формування гідробіологічних понять мають екскурсії. У початковій школі заплановані екскурсії по вивченню природи рідного краю. Можна провести екскурсію до річки, озера, джерела. У дітей молодшого шкільного віку створюються реалістичні уявлення та закладаються пропедевтичні гідробіологічні знання щодо таких понять, як: «природнє угрупування», «біологічні системи», «адаптація» та ін. «Під час екскурсій відбувається накопичення чуттєвого досвіду, яскравих вражень, формується емоційно-ціннісне ставлення до світу, що є важливим для цілісного пізнання природи. Екскурсії мотивують дітей до пізнання навколишнього, сприяють розвитку пізнавальної активності, розширюють уявлення учнів про об'єкти природи, формують пізнавальний інтерес» (Коваль, 2023).

Таким чином, формування гідробіологічних понять у майбутнього вчителя початкової школи є вагомим складником професійної підготовки. Поєднання теоретичних знань і методичної підготовки студенів розширює можливості використовувати новітні технології та інновації для формування понять і природознавчої компетентності в учнів.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Байбара, Т. М. Методика навчання природознавства в початкових класах: Навчальний посібник. К.: Веселка, 2010, 334.

Ільченко В.Р., Гуз К.Ж., Ільченко О.Г., Рибалко Л.М., Коваленко В.С., Мащенко_О.М. (2008) Методика вивчення курсу «Природознавство» («Довкілля») у 5-6 класах. К.: ТОВ «КОНВІ ПРІНТ», 192 с.

Коваль В.О., Кисла О.Ф. (2023). Використання потенціалу пришкільної території для проведення природничих екскурсій в початковій школі. Матеріали Міжнародної науково-практичної конференції «Тернопільські біологічні читання – Ternopil Bioscience – 2023», присвяченої 100-річчю від дня народження відомої вченої-ботаніка к.б.н., доц. Валентини Омелянівни Шиманської. Тернопіль, 2023 (11–13 травня), С.308-311.

Ліннік О. О. Методика викладання освітньої галузі «Людина і світ». Київ: Видавничий дім «Слово», 2010. 248 с.

Типові освітні програми для закладів загальної середньої освіти:1-2 класи. (2018) Київ.ТД «Освіта-Центр+», 240 с.

СЕКЦІЯ IV: ВПЛИВ ВОЄННИХ ДІЙ НА ВОДНІ ЕКОСИСТЕМИ

УДК [581.526.325 (282.247.32)]: 351.792.18
Т.М. СЕРЕДА, С.О. АФАНАСЬЄВ
Інститут гідробіології НАН України,
проспект Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна

ПЕРЕБУДОВА СТРУКТУРИ ФІТОПЛАНКТОНУ Р. ДНІПРО В РАЙОНІ М. ХЕРСОН ПІСЛЯ РУЙНУВАННЯ ДАМБИ КАХОВСЬКОЇ ГЕС

Гирлова ділянка Дніпра розташована на Причорноморській низовині і являє собою розвинену дельту з безліччю рукавів і проток, які сполучаються з Дніпровсько-Бузьким лиманом. Серед комплексу чинників, що зумовлюють формування гідробіонтів та якість річкових вод пониззя Дніпра, провідна роль належала Каховському водосховищу. У перші дні після підриву греблі на тлі аномального пришвидшення і турбулізації течії Дніпра, зриву донних наносів, стрімкого підвищення каламутності, затоплення територій, спостерігався винос з Каховського водосховища величезної кількості планктону. Так, за розрахунками в перший тиждень після підриву греблі виносилося від 6 до 17 тис. т мікроводоростей на добу. За мету даної роботи поставлено дослідити часовий аспект формування структурних показників фітопланктону р. Дніпро в районі м. Херсон після руйнування дамби Каховської ГЕС у червні 2023 р.

Ретроспективний аналіз досліджень фітопланктону р. Дніпро в районі м. Херсон показав, що структура фітопланктону зберігає риси подібності в часовому аспекті.

До спорудження греблі у формуванні якісного і кількісного складу фітопланктону Нижнього Дніпра переважали діатомові, зелені і ціанобактерії. (Федий, 1952). В перші роки існування Каховського водосховища відмічена інтенсивність їх розвитку (Каховське, 1964). З 1968 до 1985 рр. біомаса фітопланктону варіювала від 0,1 до 19,2 мг/дм^3 (Растительность, 1989). Основу флористичного спектру фітопланктону водосховища у 1984–1985 рр. формували зелені на рівні 31–47, діатомові – 21–32, ціанобактерії – 8–24 і евгленові – 4–17 %. Провідними видами, які визначали кількісний розвиток фітопланктону, навесні були діатомові *Stephanodiscus hantzshii,* до яких влітку долучалися представники роду *Aulacoseira*, збільшувалась частка зелених родів *Chlamydomonas, Scenedesmus* і особливо *Microcystis* і *Oscillatoria*.

В монографії (Экологическое, 2002) містяться результати досліджень фітопланктону р. Дніпро в районі м. Херсон. У жовтні 2000 р. чисельність фітопланктону складала 1,07 млн. кл/дм^3 за домінування ціанобактерій родів *Microcystis* і *Aphanizomenon*, біомаса – 0,52 мг/дм^3 з переважанням діатомей родів *Aulacoseira* і *Cocconeis*. В травні 2001 р. кількісні показники фітопланктону були вищими 6,38 млн. кл/дм^3 і 8,78 мг/дм^3 за домінування родів *Stephanodiscus, Microcystis, Anabaena* за чисельністю і нитчастих зелених родів *Ulothrix* і *Spirogyra* за біомасою, які масово розвивалися на підводних субстратах. Автори зауважують, що формування фітопланктону відбувається в умовах впливу Каховського водосховища, з якого надходить лімнофільний евтрофний комплекс ціанобактерій і зелених. Індекси сапробності зареєстровано в межах 1,86–2,03, що свідчить про помірне забруднення.

За даними (Мінаєва, 2021) протягом 2016–2020 рр. видовий склад р. Дніпро в районі м. Херсон формували зелені, діатомові і ціанобактерії, частка яких у загальному флористичному спектрі складала відповідно 37, 29 і 18 %, частка евгленових – 6 %. Показники кількісного розвитку фітопланктону були на рівні 2,3–2,7 млн. кл/дм^3 і 0,49–

0,84 мг/дм^3. Серед ціанобактерій, які домінували за чисельністю, переважали представники родів *Microcystis, Oscillatoria, Merismopedia, Anabaenopsis*. Навесні основу біомаси формували діатомеї родів *Melosira, Stephanodiscus, Aulacoseira*, влітку – зелені роду *Chlamydomonas*, динофітові роду *Peridinium,* діатомові роду *Aulacoseira*, восени – діатомові родів *Melosira, Stephanodiscus, Aulacoseira, Synedra*, зелені родів *Desmodesmus, Chlamydomonas*, динофітові роду *Peridinium,* іноді у супроводі ціанобактерій і евгленових. Автор відзначає відмінність фітопланктону р. Вірьовчина, яка впадає в правобережну притоку Дніпра р. Кошову в межах м. Херсон, її кількісні показники були в 3–10 разів вищими і формували евгленовий комплекс.

За даними (Щербак та ін., 2019) у фітопланктоні р. Дніпро в межах м. Херсон влітку 2018 р. відмічена інтенсивна вегетація ціанобактерій, зелених і діатомових, частка чисельності яких відповідно складала 62–65, 18–32 і 1–12 %, частка біомаси – 4–18, 48–50 і 6–35 %. Загальні показники кількісного розвитку досягали 64,2–119,9 млн. кл/дм^3 і 17,7–21,8 мг/дм^3. Домінували ціанобактерії родів *Microcystis, Oscillatoria*, *Gloeocapsa*, зелені – *Coelastrum, Coenochloris, Pediastrum, Chlamydomonas*, діатомові – *Stephanodiscus, Aulacoseira*, динофітові – *Peridinium.* Індекси сапробності коливалися на рівні 1,79–2,08, в межах β-мезосапробної зони. Автори відмічають негативний вплив Каховської ГЕС не лише на фітопланктон, але й на інші гідробіонти річки, яка є складовою Дніпровсько-Бузької естуарної системи.

За результатами досліджень з 12.06.2023 р. по 23.06.2024 р. у фітопланктоні р. Дніпро в районі м. Херсон загалом зареєстровано 129 видів і внутрішньовидових таксонів водоростей (ввт): діатомових – 47, зелених – 33, ціанобактерій – 20, евгленових – 18, золотистих – 5, динофітових – 4, криптофітових і харофітових – по 1 ввт.

Фітопланктон за період досліджень продемонстрував динамічний характер формування як у видовому відношенні, так і за показниками кількісного розвитку. Видове багатство водоростей змінювалося від 33–36 ввт в літньо-осінню межень 2023 р. до 15–18 ввт в період весняної повені 2024 р. Частка систематичних груп коливалася в широкому діапазоні: відсоток діатомових водоростей – від 22 % у липні 2023 р. до 89 % у березні 2024 р. – в період водопілля, зелених водоростей – від 9 % у квітні до 29 % у червні 2024 р., найбільша частка ціанобактерій була у серпні 2023 р. (до 30 %), найбільший відсоток евгленових водоростей зареєстровано у липні 2023 р. (30 %), а також у червні 2024 р. (21–28 %), присутність представників інших відділів була епізодичною і носила сезонний характер.

Кількісні показники фітопланктону коливалися в межах 3420–21440 тис. кл/дм^3, 6,80–21,94 мг/дм^3. Мінімальна чисельність зареєстрована 09.06.2024 р., максимальна – 20.06.2023 р., мінімальна біомаса відзначена 29.08.2023 р., максимальна – 23.06.2024 р.

Характер формування чисельності фітопланктону з червня до жовтня 2023 р. виражався домінуванням ціано-діатомового комплексу, взимку та навесні 2024 р. переважали діатомові водорості. Серед ціанобактерій з червня до вересня 2023 р., а також в квітні і червні 2024 р. домінували збудники «цвітіння» води роду *Microcystis*, з кінця серпня до жовтня, а також у червні 2024 р. до них долучалися представники родів *Anabaena, Aphanizomenon* і *Oscillatoria*. Серед діатомових водоростей протягом періоду досліджень домінували представники центричних водоростей роду *Aulacoseira*. Варто відмітити роль у формуванні чисельності фітопланктону зелених водоростей роду *Dictyosphaerium*, які вийшли на домінуючі позиції, знизивши частку ціанобактерій, наприкінці серпня і у червні 2024 р., а також роду *Pandorina* у квітні і червні 2024 р., що свідчить про органічне забруднення у період спаду водопілля.

Основу біомаси фітопланктону протягом періоду досліджень формували переважно діатомові водорості на рівні 32–95 % з домінуванням роду *Aulacoseira*, періоди зниження домінування діатомових супроводжувалися розвитком динофітових водоростей із родів *Peridinium* і *Glenodinium* з серпня до жовтня 2023 р. і у травні–червні 2024 р. Виключення припадало на періоди 17 липня – 07 серпня завдяки масовому розвитку евгленових водоростей із родів *Euglena, Trachelomonas, Strombomonas, Lepocinclis* з часткою біомаси відповідно 80 і 34 % і 09 червня 2024 р. з часткою біомаси евгленових на рівні 62 %. Масова вегетація евгленових, очевидно, обумовлена надходженням до русла легко доступних органічних речовин.

Сапробіологічний аналіз показав, що індекси сапробності коливалися в межах о-сапробної – β-мезосапробної зони (1,36–2,01), це свідчить загалом про помірне органічне забруднення дослідженої ділянки. Мінімальні значення зареєстровані 26.05.2024 р. в період спаду водопілля завдяки розвитку олігосапробів роду *Peridinium*, максимальні – 17.07.24 р. за рахунок вегетації евгленових водоростей – представників α- і β-мезосапробної зони.

Застосування методу функціональної класифікації водоростей (Borics et al., 2007), який широко використовується в країнах ЄС, показав, що індекси угруповань (*Q*) коливалися в межах 2,26–4,23 від «помірного» до «високого», найнижчі зареєстровано 17.07 і 08.08. 2023 р. в період масової вегетації евгленових водоростей, максимальні – 28.04.2024 р., в період наповнення русла повеневими водами і відсутністю впливу заплавної системи. Показники екологічної якості води (*EQR*) синхронізували амплітуду коливань індексів угруповань і відповідно змінювались від 0,45 «дуже поганий» до 0,85 «відмінний». Розрахунок ризиків (*Risk*) за шкалою від 0 до 5 показав, що найвищі показники 4,58 зареєстровано також в період повені 2024 р., що вказує на найменший ризик, найнижчі – 2,88–2,95 – в липні–серпні 2023 р., в період надходження органічного забруднення до русла Дніпра і масового розвитку водоростей, які є «небажаними» для екосистеми і свідчать про токсичність чи забруднення.

Отже, дослідження фітопланктону р. Дніпро в районі м. Херсон протягом року після руйнування дамби Каховської ГЕС 6 червня 2023 р. продемонстрували динамічний характер формування угруповань. Наразі можна констатувати відновлення структури типового річкового фітопланктону, про що свідчать вираженість сезонної динаміки і високі показники кількісного розвитку в літньо-осінню межень за домінування ціанобактерій, діатомових і зелених водоростей, як і до спорудження дамби в 50-і роки минулого століття. Разом з тим дослідження фітопланктону продемонстрували, що ділянка річки стала більш вразливою, довготривалий гомеостаз якої порушено. Періодична поява евгленових і зелених вольвоксових водоростей у домінуючому комплексі фітопланктону свідчить про надходження до русла легко доступних органічних речовин з площі водозбору та із залишкових водойм колишнього Каховського водосховища в результаті паводків.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Каховське водоймище (1964). Під ред. Я.Я. Цееба. К.: Наукова думка. 302 с.

Мінаєва Г.М. (2021). Структурно-функціональні характеристики фітопланктону водотоків Нижнього Дніпра. Природничий альманах, вип. 30, 75–83.

Растительность и бактериальное население Днепра и его водохранилищ (1989). Отв. ред. Кондратьева Н.В. АН УССР: Ин-т гидробиологии. К: Наук. думка, 232 с.

Щербак В.І., Шерман І.М., Кутіщев П.С. та ін. (2019). Сучасний екологічний стан і біорізноманіття Дніпровсько-Бузької естуарної системи у зв'язку з промисловою іхтіофауною. Херсон: ФОП Вишемирський В.С., 200 с.

Федий В.А. (1952). Фитопланктон, перифитон и фитобентос Нижнего Днепра. Вестник Днепропетровского науч.-исслед. Института гидробиологии. Изд. Киев. гос. университета им. Т.Г. Шевченко, Т. IX, 13–25.

Экологическое состояние трансграничных участков рек бассейна Днепра на территории Украины (2002). Под ред. А.Г. Васенко и С.А. Афанасьева. К.: Академпериодика, 355 с.

Borics G., Várbíró G., Grigorszky I. et al. (2007). A new evaluation technique of potamoplankton for the assessment of the ecological status of rivers // Arch. Hydrobiol. Suppl. Vol. 161 (3–4), 465–486.

*Робота виконана за бюджетною програмою КПКВК 6541230 «Підтримка пріоритетних для держави наукових досліджень і науково-технічних (експериментальних) розробок» конкурсної тематики «Розроблення технології мінімізації екологічних ризиків в умовах кліматичного та спричиненого війною дефіциту води для забезпечення продовольчої та біологічної безпеки України" в Розділі 1. Розробка технології мінімізації екологічних ризиків в континентальних гідроекосистемах України, які найбільше потерпають від дефіциту вод, що сформувався в наслідок кліматичних змін та спричинений воєнними діями».

УДК 574.5;572.1/.4

К.Є. ЗОРІНА-САХАРОВА, А.В. ЛЯШЕНКО, В.В. ТРИЛІС
Інститут гідробіології НАН України
проспект Володимира Івасюка, 12, Київ, Україна

ПОРІВНЯЛЬНА ХАРАКТЕРИСТИКА БЕНТОСНИХ БЕЗХРЕБЕТНИХ ТРАСИ ГЛИБОКОВОДНОГО СУДНОВОГО ХОДУ ДУНАЙ-ЧОРНЕ ДО ТА В ПЕРІОД ВОЄННОЇ АГРЕСІЇ

З 2004 року в Кілійській дельті Дунаю проводиться будівництво та функціонує глибоководний судновий хід (ГСХ) Дунай–Чорне море. Одночасно з гідротехнічним роботам постійно здійснюється програма "Комплексного екологічного моніторингу довкілля при відновленні глибоководного суднового ходу Дунай–Чорне море", в якій приймає участь Інститут гідробіології НАН України. З 2020 року основна увага досліджень була сконцентрована на гирловій ділянці рукава Бистрий, де на виході в море відбувались основні днопоглиблювальні роботи. З початком широкомасштабного російського вторгнення в частині Кілійської дельти, зокрема гирлових ділянках рукавів, введена заборона проведення наукових досліджень. Починаючи з 2022 року роботи виконувались на річкових ділянках ГСХ, де після відкриття «зернового коридору» відбулась суттєва інтенсифікація судноплавства.

Бентосні безхребетні є невід'ємною частиною моніторингових досліджень, а також одним з чотирьох обов'язкових біологічних елементів якості (BQE) в оцінці екологічного стану за Водною Рамковою Директивою ЄС 2000/60/ЄС (ВРД) та дозволяють визначати зміни структурно-функціональних характеристик та стану їхніх угруповань. У зв'язку з агресією рф екосистеми Кілійської дельти загалом та зони функціонування ГСХ Дунай-Чорне море зокрема зазнали додаткового антропогенного навантаження. Окрім прямого впливу воєнних дій, були проведені додаткові

днопоглиблювальні роботи щодо організації зернового коридору, а його відкриття підвищило кількість суднопроходів. Мета роботи полягала у проведені порівняльного аналізу структурно-функціональних показників бентосних безхребетних до та в період воєнної агресії.

Відбір проб бентосних безхребетних проводився стандартизованим ВРД методом для оцінки екологічного стану (Hering et al., 2002) на акваторіях рукавів Кілійський, Старостамбульський та Бистрий, які є ділянками МПВ «дуже велика річка на низовині в силікатних породах». Процедура визначення категорії екологічного стану за BQE бентосні безхребетні проводилась згідно апробованої методики (Afanasyev et al., 2020, Liashenko et al., 2022).

Загалом у складі бентосних безхребетних в 2023 році знайдено 96 видів, в тому числі в рукаві Кілійський – 64, рукаві Старостамбульський – 59 та в рукаві Бистрий – 53 види. За видовим багатством на всіх ділянках переважали Insecta – 18-22 види, у складі яких повсюдно було виявлено Odonata, Hemiptera, Trichoptera та Diptera, а в окремих водотоках Coleoptera та Lepidoptera. Серед Annelida (13-17 видів) найбільшим видовим багатством характеризувались Oligochaeta – 12-15 видів. У складі Crustacea (8-10 видів) на всіх ділянках зустрічались Amphipoda (4-8 види) та Mysida (1-2 види), Isopoda були відсутні в рукаві Старостамбульський, а Dekapoda (зокрема вид-чужинець *Macrobrachium nipponense* (De Haan)) не реєструвались лише в рукаві Бистрий. Видове багатство Mollusca було нерівномірним - 8-14 видів на окремих ділянках, що пов'язано з низькою представленістю Gastropoda в рукаві Бистрий (лише 5 видів), тоді як в інших водотоках знайдено по 10-11 видів цієї групи. На відміну від Gastropoda, Bivalvia були представлені вздовж всієї обстеженої ділянки ГСХ 3 видами, зокрема в донних комплексах знайдені чужорідні *Corbicula fluminea* (O. F. Muller), а серед заростей – два нативні види рр. *Dreissena*. Також у складі бентосних комплексів всіх водотоків відмічено Bryozoa (зокрема статобласти вида-вселенця *Lophopodella carteri* (Hyat)), в рукаві Кілійський реєструвались Cnidaria, а серед заростей рукава Старостамбульський – чужорідний вид Entoprocta (*Urnatella gracilis* Leydig).

Порівняння отриманих в 2023 році результатів щодо видового багатства бентосних безхребетних на річкових ділянках ГСХ з періодом перших років його функціонування показало збільшення абсолютних значень цього показника. Так, в рукаві Кілійський в 2007-2011рр. було знайдено від 31 до 56 видів безхребетних, їх збільшення в 2023 обумовлено зростанням видів комах (зокрема Diptera) та Oligochaeta. В рукаві Старостамбульський рівень видового багатства в 2007–2011 роках становив 28-30 видів бентосних безхребетних і в 2023 р. зріс в двічі. Це обумовлено збільшенням різноманітності не тільки Diptera та Oligochaeta, а і появою у вибірках Heteroptera, Coleoptera, Hirudinea та Decapoda. Збільшення видового багатства безхребетних цього водотоку в першу чергу обумовлено збільшенням площ мілководних ділянок та вегетацією на них зануреної рослинності. Видове багатство бентосних безхребетних в рукаві Бистрий в 2007-2011 рр. варіювало в значних межах (24-41 вид щорічно) і в 2023 р. зросло за рахунок Bivalvia та Chironomidae.

Кількісні показники донних безхребетних за 2023 рік становили 7,08-20,73 тис. екз/м^2 та 37,29-390,69 г/м^2 і відповідали середньому рівню за попередні роки досліджень для кожного з водотоків. Структура угруповань за кількісними показниками за останні 15 років не змінилась: за чисельністю переважали Oligochaeta, а за біомасою – Mollusca.

Середньорічні значення чисельності (5,02-8,41 тис. екз/м^2) та біомаси (118,29-305,78 г/м^2) фітофільних безхребетних на річкових ділянках ГСХ в 2023 році відповідали рівням розвитку цих угруповань в 2007-2011 роках. Як і до воєнної агресії зараз у складі

фітофільної фауни зберігається домінування Mollusca за біомасою. За чисельністю домінуючі групи в ретроспективний період змінювались в залежності від року, в 2023 р. в рукаві Кілійський кількісно переважали Insecta, а в інших водотоках – Mollusca/

Значення сапробіологічного індексу Зелінки-Марвана в 2007-2011 роках на різних річкових ділянках ГСХ змінювались в межах β-α-мезосапробної зони. В 2023 році у всіх водотоках ці показники відповідали ретроспективному періоду. Загалом, для рукава Бистрий спостерігається багаторічна тенденція до зниження сапробіологічного індексу, однак його значення все ж знаходяться в межах β-мезосапробної зони.

Відповідно значенням BMWP, спостерігається покращення якості вод рукавів Кілійський та Старостамбульський від переважно IV класу (брудні води) в ретроспективний період до II класу (досить чисті води) в 2023 році. В рукаві Бистрий в 2023 р. якість вод суттєво не змінилась і, як і 2007-2011 рр., відповідає III-IV класам (помірно забруднені-брудні води).

За значеннями ВВІ в ретроспективний період якість вод річкових ділянок ГСХ переважно відповідала III класу якості (помірно забруднені води). В 2023 році в рукавах Кілійський та Старостамбульський якість вод покращилась і відповідала II класу (досить чисті води), а в рукаві Бистрий - залишилась на рівні 2007-2011 років.

Розраховані значення Mean EQR для всіх дескрипторів BQE бентосні безхребетні до воєнної агресії відповідали II-III класу (добрий-задовільний екологічний стан). В рукаві Кілійський задовільний екологічний стан реєструвався переважно в осінні періоди, в рукаві Старостамбульський – оцінка не залежала від сезону, екологічний стан переважно характеризувався як «задовільний». В рукаві Бистрий, на відміну від вище розташованих ділянок, екологічний стан визначався як переважно «добрий». Для всіх ділянок в 2023 році розраховані значення Mean EQR були вищими за ретроспективний період, екологічний стан протягом року був стабільним і відповідав II класу.

Таким чином, порівняння складу бентосних безхребетних акваторій ГСХ в 2023 році і в період до воєнної агресії виявили збільшення видового багатства донних і фітофільних угруповань. Структура бентосних безхребетних за багаторічну історію функціонування ГСХ не зазнала значних змін. Біоіндикація сапробності за індексом Зелинки-Марвана не виявила суттєвих відмінностей в результатах в різні періоди досліджень – переважно β-α-мезосапробна зона. Результати аналізу якості вод за ВВІ та BMWP для рукава Бистрий залишились на рівні 2007-2011 років, а для інших частин ГСХ – покращились. За результатами оцінки в останні роки спостерігається стабільний екологічний стан акваторій ГСХ на рівні II класу.

Проведений аналіз показав відсутність значних змін структурно-функціональних показників бентосних безхребетних досліджених акваторій ГСХ Дунай-Чорне море у 2023 році в порівнянні з періодом до воєнної агресії. Це може бути пов’язано як з відносно незначним періодом впливу, так і з високою адаптивною спроможністю екосистеми перехідної (екотонної) зони ріка-море.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Afanasyev S., Lyashenko A., Iarochevitch A., Lietytska O., Zorina-Sakharova K., Marushevska O. (2020). Pressures and Impacts on Ecological Status of Surface Water Bodies in Ukrainian Part of the Danube River Basin. Human Impact on Danube Watershed Biodiversity in the XXI Century. Springer, 327–358.

Hering D., Moog O., Sommerhäuser M., Vlek H., Birk S., Buffagni A., Feld C., & Ofenböck T. (2002). Manual for the application of the AQEM system. A comprehensive

method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive, 202 p.

Liashenko, A. V., Zorina-Sakharova, K. Y., Pohorielova, M. S., Sereda, T. M., Abramyuk, I. I., & Trylis, V. V. (2022). Impact of hydrotechnical construction on aquatic ecosystems of the Kiliia branch of the Danube delta. Biosystems Diversity, 30 (4), 359–371.

УДК [581.526.3:556.53](282.247.32)
С.С. ДУБНЯК, С.В. БАТОГ
Інститут гідробіології НАН України,
проспект Володимира Івасюка, 12, Київ 04210, Україна

РОЛЬ КАХОВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА У РЕГУЛЮВАННІ СТОКУ І ЕКОЛОГІЧНИХ УМОВ У ПОНИЗЗІ ДНІПРА

Дискусія щодо подальшої долі Каховського водосховища триває вже другий рік поспіль не зважаючи на прийняте рішення Кабміну щодо відбудови Каховського гідровузла. Прихильники ревіталізації Дніпра обґрунтовують свою позицію досить швидким заростанням дна водосховища деревною і трав'яною рослинністю, яке в перспективі, на їх думку, може призвести до відновлення природних ландшафтів заплави річки. Основним аргументом на користь відновлення греблі і водосховища виступають водогосподарські і енергетичні потреби регіону. При цьому недостатня увага звертається на важливі екологічні функції, які виконувало Каховське водосховище. Перш за все, це стосується регулювання стоку води та пов'язаних з ним екологічних умов, які формувалися на ділянці Нижнього Дніпра (нижче греблі Каховської ГЕС).

Для оцінки багаторічних змін водності Нижнього Дніпра проаналізовані дані про річні об'єми стоку за весь період спостережень. Оцінку особливостей внутрішньорічного розподілу стоку в створі Каховської ГЕС і рівнів води у Каховському водосховищі виконано за характерні роки: багатоводний (2013 р.), маловодний (2015 р.) і середній за водністю (2017 р.).

Спостереження за стоком води у пониззі Дніпра проводилися на гідрологічному посту Лоцмано-Кам'янка ще з 1818 р., але достовірними за твердженням Г.І. Швеця можна вважати дані з 1877 р. Після створення Каховського водосховища величини стоку Дніпра у пониззі визначалися за даними роботи Каховського гідровузла. Таким чином, природний стік Дніпра можна оцінити за період з 1877 по 1956 р., коли було наповнене Каховське водосховище. Створене раніше Дніпровське водосховище суттєво не вплинуло на характеристики середнього річного стоку. В природних умовах Дніпро у пониззі характеризувався середнім стоком 52,4 км^3/рік з коливаннями від 22 до 96 км^3/рік. Загальний тренд показує зниження природного стоку за цей період з 57 до 50 км^3.

В період весняного водопілля в природних умовах проходило до 60 % річного стоку Дніпра. Найбільші витрати у цей час сягали 25000 м^3/с. У літньо-осінній період стік міг знижуватися до 330 м^3/с (вересень-жовтень 1921 р.), а найменші витрати спостерігалися взимку (112 м^3/с 13.12.1924 р.).

Становлення сучасного водного режиму Дніпра і більшості складових його екосистеми відбувалося протягом 40-70-х років минулого століття, коли поступово створювалися водосховища Дніпровського каскаду. У цей час збільшувалися незворотні забори води (до 10–15 км^3/рік). Середній стік зменшився до 40–44 км^3/рік. Частка стоку

у весняний період зменшилась до 36,3 %. Період стабілізації гідрологічного режиму Дніпра, у тому числі в районі його пониззя, почався після заповнення останнього у каскаді – Канівського водосховища. Він складається з двох циклів: маловодного (до 1993 року) та близького до середньої водності (останні 30 років).

Аналіз стоку Дніпра в створі Каховської ГЕС з 1957 р., коли було наповнене Каховське водосховище, показав, що середній багаторічний стік за цей період склав 40,6 км^3. При цьому спостерігається, як і в природних умовах, загальна тенденція до зниження стоку. В останнє десятиліття ця тенденція ще більш посилилася. Зокрема, у 2015 р. і 2020 рр. були зафіксовані два історичних мінімуми річного стоку за весь період спостережень – 17,8 км^3/рік. Близький до мінімального стік спостерігався також у 2019 р. – 21,1 км^3/рік. Але в окремі роки (1958, 1970, 1971, 1998, 1999, 2013) стік був значно вище середнього.

Аналіз внутрішньорічного розподілу стоку в створі Каховської ГЕС в характерні за водністю роки показав, що максимальні середньодобові витрати води в багатоводному році (2013 р.) досягали 4000 м^3/с. При цьому пропускної здатності турбін ГЕС було недостатньо і значна частина стоку (до 1800 м^3/с) скидалася через водозливну греблю. Високі витрати спостерігалися більш ніж 4 місяці (з лютого по червень), а відносно низькі (близько 700 м^3/с) – лише в серпні – вересні. В маловодному 2015 р. більшу частину року трималися витрати, близькі до 500 м^3/с, а у вересні – листопаді вони навіть знижувалися до 350 м^3/с, тобто нижче санітарного попуску (500 м^3/с). В близькому до середнього за водністю 2017 р. спостерігався типовий внутрішньорічний розподіл витрат води з підвищеним стоком в період передповеневого спрацювання Каховського водосховища, незначним підвищенням під час пропуску повені, низьким стоком з другої половини червня по вересень і підвищенням стоку в осінньо-зимовий період. Звичайно зміни стоку води протягом конкретних років мають індивідуальні особливості, але вони дають загальне уявлення про внутрішньорічний розподіл витрат в створі Каховської ГЕС.

Режим рівнів Каховського водосховища визначався основними проектними відмітками його експлуатації: нормальним підпірним рівнем – 16,0 м БС; форсованим підпірним рівнем – 18,0 м БС; рівнем навігаційного спрацювання – 14 м БС; обмеженням використання корисної ємності Каховського водосховища в літньо-осінній період (в зв’язку з необхідністю подачі води в Північно-Кримський канал) рівнем 15,2 м. Реальні внутрішньорічні зміни рівня у верхньому б’єфі Каховського водосховища можна простежити на прикладі характерних за водністю років. Максимальні рівні в багатоводному році (2013 р.) спостерігалися в червні – липні, в середньому за водністю (2017 р.) році – в травні – червні, а в маловодному (2015 р.) – в березні – квітні і сягали 16,0–16,3 м БС. В літньо-осінні місяці відбувалося поступове зниження рівнів до 15,2–15,5 м БС. Мінімальні рівні (близько 15 м БС) мали місце перед весняним наповненням водосховища. В цілому водність року несуттєво впливала на амплітуду і загальний хід рівня в Каховському водосховищі.

На фоні загального зменшення стоку і зниження висоти весняного водопілля порівняно з природними умовами вирішальне значення для функціонування екосистеми Нижнього Дніпра мали нерівномірні протягом діб та тижнів попуски Каховської ГЕС. Вони зумовлювали короткочасні коливання рівня води більшу частину року (крім весняних місяців). В результаті в основному руслі, протоках, заплавних водоймах та інших елементах водної системи гирлової ділянки Дніпра практично протягом усього року (за виключенням весняних періодів високої водності, коли Каховська ГЕС працювала рівномірно) відбувалися короткочасні коливання рівня води. Завдяки цим

коливанням у літні періоди значні об'єми дніпровської води проникали у заплавні водойми і понижені ділянки заплави, що забезпечувало існування заплавних гідробіоценозів і реалізацію їх самоочисних спроможностей.

Водний режим гирлової ділянки Дніпра залежав від двох параметрів попусків Каховської ГЕС: режиму попусків (частоти і інтенсивності) та їх об'ємів. Режим попусків визначався роботою ГЕС, спрямованою на покриття пікових навантажень в енергосистемі. Він був сприятливий для функціонування екосистеми всього Нижнього Дніпра, яка сформувалась в умовах цього режиму за понад шість десятків років існування Каховського гідровузла. Регулювання режиму попусків – це той реальний резерв, який можна було використовувати для впливу на функціонування екосистеми гирлової ділянки Дніпра.

Найважливішим фактором функціонування екосистеми гирлової ділянки Дніпра виступав об'єм попусків, який визначається фоном водності річки. В Інституті гідробіології під керівництвом В.М. Тімченка і О.П. Оксіюк на основі матеріалів багаторічних натурних гідроекологічних спостережень було розраховано і проаналізовано баланс продукційно-деструкційних процесів у кожній із підсистем ділянки Нижнього Дніпра при різних об'ємах попусків Каховської ГЕС (Оксиюк О.П., Тимченко В.М., Полищук В.С. и др., 1996). Зокрема, було встановлено, що продукційно-деструкційні процеси в русловій мережі гирлової ділянки Дніпра збалансовані в умовах існуючого нерівномірного режиму попусків при середніх добових витратах води 470 $м^3/с$. Цей так званий екосистемний попуск можна вважати константою, що характеризує внутрішньоводоймові процеси екосистеми. При зменшенні об'ємів попусків нижче цієї величини процеси самозабруднення починають переважати. Збільшення об'ємів попусків обумовлює посилення процесів самоочищення і поліпшення якості води. Сумарний ефект зниження концентрації органічної речовини в дельті Дніпра відмічався в діапазоні витрат води від 470 до 1250 $м^3/с$. Подальше збільшення об'ємів попусків мало впливало на підсумкові показники, більш того, дещо знижувало очисний потенціал гирлової ділянки Дніпра за рахунок меншого часу перебування в ній води.

Методика розрахунку продукційно-деструкційного балансу (Оксиюк, Тимченко, Полищук и др., 1996) дозволяє встановлювати об'єм попуску Каховської ГЕС, необхідний для нейтралізації екосистемою ділянки Нижнього Дніпра забруднення органічною речовиною, що продукується самою екосистемою та надходить ззовні у вигляді антропогенного навантаження, тобто «екологічний попуск». Він не постійний і включає «екосистемний попуск» і так звану «санітарну надбавку», яка забезпечує самоочищення системи від антропогенного забруднення. Так, при антропогенному навантаженні більше 40 т за добу, що реально спостерігалось, екологічний попуск мав складати близько 530 $м^3/с$. Розглядався також варіант деякого зменшення об'ємів попусків. У цьому зв'язку було введено поняття «екстремальних» або «цільових попусків» з середньодобовими витратами води, які забезпечують нормативні граничні концентрації органічної речовини (за $БСК_{повн}$) у заданому створі.

З метою впровадження зазначеної методики були розроблені Екологічні вимоги до правил експлуатації дніпровських водосховищ (2002), але в прийнятих у 2003 р. правилах ці вимоги були враховані лише частково. На практиці в роботі Каховської ГЕС, як і інших ГЕС на Дніпрі, продовжували застосовувати поняття «санітарного попуску».

За відсутності Каховського водосховища у другій половині літа – на початку осені спостерігається суттєве зниження витрат води в пониззі Дніпра – до 300 $м^3/с$. Крім того, попуски з вище розташованого Дніпрогесу розпластуються ще на ділянці спущеного водосховища і не забезпечують коливань рівнів і витрат води, які формували щоденний

водообмін в заплавній системі пониззя Дніпра. В таких умовах відбувається органічне забруднення та деградація заток і заплавних озер, відмирання проток та рукавів дніпровської дельти. Звичайно не сприяє поліпшенню ситуації і нерівномірна робота діючих ГЕС, спрямована на подолання наслідків нищення росією енергетичної інфраструктури України.

В подальшому, за умови відбудови Каховської ГЕС екологічні аспекти функціонування Каховського водосховища, зокрема можливості екосистемного регулювання попусків ГЕС, мають бути враховані як в конструктивних параметрах станції, так і в правилах його експлуатації.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Оксиюк О.П., Тимченко В.М., Полищук В.С. и др. (1996). Управление состоянием экосистемы и качеством воды в устьевом участке Днепра. К: Випол, 64 с.

Правила експлуатації водосховищ Дніпровського каскаду. (2003). К.: Генеза, 176с.

Тімченко В.М., Оксіюк О.П., Романенко В.Д. та ін. Екологічні вимоги до правил експлуатації дніпровських водосховищ (наукові засади та проблеми). (2002). К.: Ін-т гідробіології НАН України, 36 с.

УДК 574.5:504.056

І.М. КОНОВЕЦЬ, Л.С. КІПНІС, О.М. ЛЄТИЦЬКА, С.О. АФАНАСЬЄВ
Інститут гідробіології НАН України,
проспект Володимира Івасюка, 12, Київ 04210, Україна

ТОКСИЧНІСТЬ ТА ВМІСТ ДЕЯКИХ ПРІОРИТЕТНИХ РЕЧОВИН У ВОДІ Р. ДНІПРО ПІСЛЯ ПІДРИВУ ГРЕБЛІ КАХОВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

Робота виконана за бюджетною програмою КПКВК 6541230 «Підтримка пріоритетних для держави наукових досліджень і науково-технічних (експериментальних) розробок» конкурсної тематики «Розроблення технології мінімізації екологічних ризиків в умовах кліматичного та спричиненого війною дефіциту води для забезпечення продовольчої та біологічної безпеки України" в Розділі 1. Розробка технології мінімізації екологічних ризиків в континентальних гідроекосистемах України, які найбільше потерпають від дефіциту вод, що сформувався в наслідок кліматичних змін та спричинений воєнними діями».

Військові конфлікти в усі часи несуть у собі значні загрози та ризики, пов'язані з порушенням сталого використання прісноводних ресурсів. Насамперед це загрози населенню, починаючи від затоплення населених пунктів при знищенні дамб і гребель та закінчуючи недоступністю питної води відповідної якості (Afanasyev, 2023).

Розв'язана РФ повномасштабна війна проти України має руйнівний вплив на довкілля. Воєнні дії призвели до викиду в навколишнє середовище небезпечних речовин, у тому числі токсичних хімічних сполук, які забруднили воду, ґрунт і повітря, створюючи загрозу як здоров'ю людей, так і навколишньому середовищу. Це призвело до широкомасштабного руйнування природного середовища та забруднення природних ресурсів, а також негативних змін у функціонуванні водних екосистем (Filho, 2024). Одним із найнебезпечніших наслідків вважається руйнування інфраструктури та об'єктів, таких як електростанції, фабрики та склади (Pereira, 2022). Каховська ГЕС, її

водозливна дамба та прилеглі споруди були повністю зруйновані рано вранці 6 червня 2023 року під час російсько-української війни. У нижній течії Дніпра чотири міста та кілька десятків сіл були підтоплені, загинуло багато людей, знищено або пошкоджено промислову та міську інфраструктуру. Бактеріологічне та хімічне забруднення було зафіксовано як у нижній течії Дніпра, так і в північно-західній частині Чорного моря (Vyshnevskyi, 2023).

Метою цього дослідження було визначення токсичності води та вмісту деяких органічних токсичних речовин зі списку пріоритетних забруднювачів у воді та завислих речовинах протягом перших місяців після підриву греблі Каховського водосховища.

Відбір проб води р. Дніпро здійснювався періодично з квітня по жовтень в районі м. Херсон. Дослідження вмісту пріоритетних забруднюючих речовин проводили на базі Гідроекологічного аналітичного центру (ЦККП) Інституту гідробіології НАН України на приладі Agilent 1200 SL/DAD/FD/MSD 6130. Хроматографічне розділення цільових речовин проводили за допомогою колонки Discovery HS C18 150x4,6 мм 5 мкм у градієнті ацетонітрил/метанол–вода рухомої фази з додаванням 0,1 % мурашиної кислоти, визначення проведено на мас-детекторі у режимі SIM. Проведено дослідження вмісту алахлору, атразину, діурону, дихлофосу, ізопротурону, квіноксифену, симазину, тербутрину та цибутрину – речовин гербіцидної, інсектицидної і фунгіцидної дії, що входять до переліку забруднюючих речовин, пріоритетних для визначення хімічного стану масивів поверхневих і підземних вод.

Визначення токсичності води проводили на високочутливих тест-організмах *Ceriodaphnia affinis* та *Daphnia magna* (гіллястовусі ракоподібні) у відповідності до вимог Державного стандарту України (ДСТУ 4173:2003).

Дослідження у воді і зависях вмісту речовин, що входять до переліку «пріоритетних» забруднюючих речовин якісно виявило вісім (з дев'яти досліджуваних) речовин, сім з них – кількісно. В жодній пробі не був знайдений гербіцид алахлор, фунгіцид квеноксифен виявлений лише у слідових кількостях у завислих речовинах. Сім проб води за одним або декількома показниками перевищували величини AA-EQS. Загалом перевищення величин AA-EQS спостерігалось для інсектициду дихлофосу (дві проби), гербіцидів тербутрину та діурону (чотири та дві проби відповідно).

Аналіз часової динаміки дозволяє виділити чотири фази щодо присутності забруднюючих речовин у пробах води. Перша фаза тривала протягом першого тижня після підриву Каховської ГЕС і характеризувалася значним підвищенням вмісту забруднюючих речовин, що були пов'язані переважно з завислими речовинами. Саме в цей період був виявлений максимальний вміст біоциду цибутрину, інсектициду дихлофосу та гербіциду симазину. Друга фаза тривала приблизно місяць, з середини квітня до середини червня, і характеризувалася тимчасовим зменшенням вмісту досліджуваних забруднюючих речовин у пробах води, що досить чітко виявляється при аналізі вмісту гербіцидів атразину, ізопротурону, діурону та тербутрину.

Третя фаза тривала ще один місяць, з середини червня по середину серпня. Її характерною рисою було підвищення концентрації низки досліджуваних речовин. При цьому відносний вміст у завислих речовинах зменшувався, а основна їх кількість знаходилась переважно у розчинному стані і виявлялась у профільтрованих пробах води. Четверта фаза, що розпочинається з середини серпня, характеризується прогресуючим у часі зменшенням концентрації досліджуваних забруднюючих речовин, як у розчинному стані, так пов'язаних з завислими речовинами.

Проби води, відібрані до 20 червня 2023 р., чинили гостру токсичну дію на *Ceriodaphnia affinis* та *Daphnia magna*. Фільтрування таких проб крізь фільтр з діаметром

вічок 3–5 мкм (паперовий фільтр «синя стрічка») зменшувало смертність на 50% для обох тест-об'єктів, відповідно зніжуючи токсичність з гострої до помірно токсичної. Проби води з системи питного водопостачання м. Херсон, відібрані 7 серпня 2023 р. негативної дії також не чинили.

У нативних пробах води починаючи з 20 червня 2023 р. токсичної дії на тест-організми не виявлено.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

ДСТУ 4173:2003. Якість води. Визначення гострої летальної токсичності на *Daphnia magna* Straus та *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg (Cladosera, Crustacea) (ISO 6341:1996, MOD.

Afanasyev S.O. (2023). Impact of war on hydroecosystems of Ukraine: Conclusion of the first year of the full-scale invasion of Russia (a review). *Hydrobiol. J.* Vol. 59, N 4. P. 3–16.

Filho W.L., Fedoruk M., Paulino Pires Eustachio J.H. et al. (2024). The environment as the first victim: The impacts of the war on the preservation areas in Ukraine. *J Environ Manag*. Vol. 364. P. 121399.

Pereira P, Basic F., Bogunovic I., Barcelo D. (2022). Russian-Ukrainian war impacts the total environment. *Sci. Total Environ.* Vol. 837. P. 155865

Vyshnevskyi V., Shevchuk S., Komorin V., Oleynik Y., Gleick P. (2023). The destruction of the Kakhovka dam and its consequences. *Water International*. Vol. 48, No 5. P. 631–647.

УДК 551.49

Д.О. КОБЯКОВ
Дніпровський державний аграрно-економічний університет
вул. Сергія Єфремова, 25, Дніпро 49009, Україна

ДИНАМІКА ЗМІН ГІДРОХІМІЧНИХ ПОКАЗНИКІВ ДНІПРОВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА ЯК ОПОСЕРЕДКОВАНЕ СВІДЧЕННЯ МІЛІТАРНОГО ВПЛИВУ

Забезпечення питною водою населення міст та сіл України здійснюється завдяки забору води з річок. Забезпечення м. Дніпро питною водою відбувається за допомогою Ломівської та Кайдакської насосно-фільтрувальних станцій, які відбирають воду з Дніпровського водосховища в межах м. Дніпро [1].

Згідно даних державного моніторингу гідрохімічних показників якості поверхневих вод [2] на спостережній станції (р. Дніпро, 420 км, м. Дніпро, правий берег, Кайдакський питний водозабір) за 2021 та 2022 роки, здійснено порівняння динаміки їх змін за середньорічними показниками (рис. 1). Зазначимо, що у довоєнному 2021 році всі сектори промисловості функціонували на повну потужність, потрапляння полютантів у навколишнє середовище відбувалося у повному обсязі. З моменту повномасштабного вторгнення військ російської федерації (лютий 2022 р.) промислове та сільськогосподарське виробництва були суттєво порушені [3].

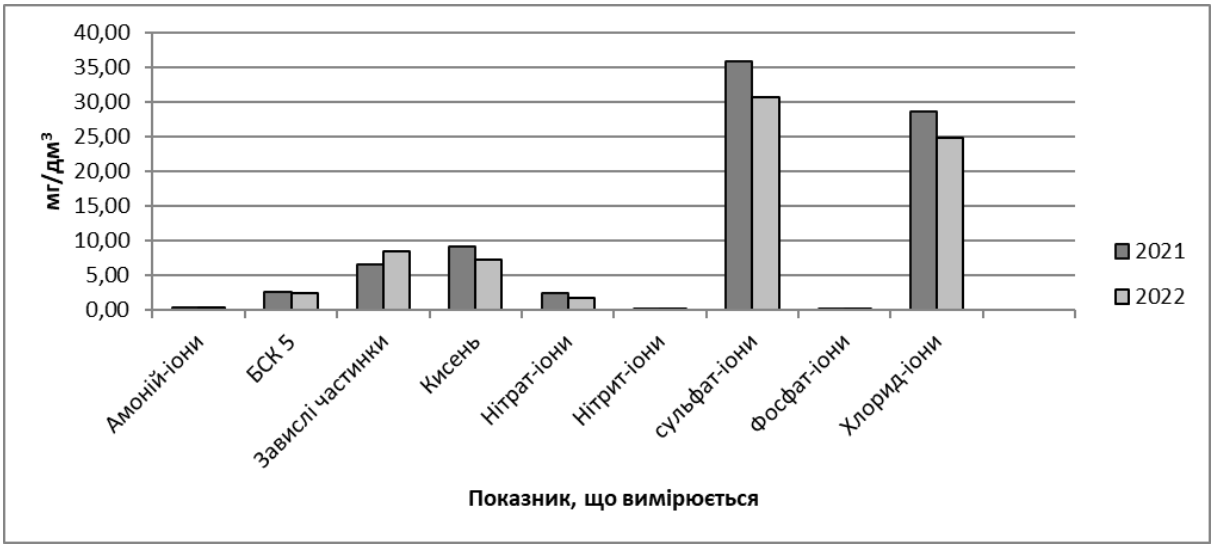

Рис. 1. Динаміка змін гідрохімічних показників Дніпровського водосховища в межах спостережної станції (р. Дніпро, м. Дніпро, 420 км), мг/дм^3

Більшість показників, які відстежуються ДАВР, у 2022 році є нижчими порівняно з 2021 роком. Наприклад, кількість завислих частинок за рік збільшується в 1,28 рази та сягає 8,46 мг/дм^3. Це може бути пов'язане з підвищеною інтенсивністю розвитку ціанобактерій у 2022 році. Наслідком є забруднення водойми продуктами їх життєдіяльності, що спричиняє пригнічення розвитку інших груп гідробіонтів, у тому числі риб.

Спостерігається суттєве зниження вмісту нітратів (у 1,37 рази), що є компонентами нітратної селітри (добрив), і які потрапляють у ріки із сільськогосподарських угідь. Це можна пояснити частковою зупинкою внаслідок невизначеності діяльності агрохолдингів весною 2022 року. Крім цього, у подальшому спостерігалося значне зменшення використання азотних добрив у сільському господарстві України внаслідок їх здорожчання.

В 2022 році зафіксовано зниження концентрації іонів фосфатів у воді Дніпровського водосховища в 1,33 рази. Вміст сульфатів та хлоридів у 2022 році менший у 1,16 та 1,15 рази відповідно.

Отже, порівняння гідрохімічних показників Дніпровського водосховища в межах м. Дніпро протягом 2021 та 2022 років вказує на зниження більшості показників. На нашу думку, це пов'язано зі зменшенням обсягів потрапляння у воду різних полютантів внаслідок повномасштабного вторгнення російської федерації.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Джерела водопостачання питної води в місті Дніпро. Витяг з пояснювальної записки плану розвитку КП «Дніпроводоканал» на 2022-2026 рік. Рішення Дніпровської міської ради № 13 від 23.06.2021 р.

Електронний ресурс https://davr.gov.ua/monitoring-poverhnevih-vod1

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*, 21, 100167. https://doi.org/10.1016/j.wasec.2024.100167

УДК 551.468.4
Ю.С. ТУЧКОВЕНКО[1,2], Д.В. КУШНІР[1]
[1]Одеський національний університет імені І.І. Мечникова
вул. Львівська, 15, Одеса 65016, Україна
[2]Інститут морської біології НАН України,
вул. Пушкінська, 37, Одеса 65048, Україна

МОДЕЛЮВАННЯ ПОШИРЕННЯ ТРАНСФОРМОВАНИХ ВОД РІЧКИ ДНІПРО В АКВАТОРІЇ ЧОРНОГО МОРЯ В РЕЗУЛЬТАТІ ШТУЧНОГО ПАВОДКА ВИКЛИКАНОГО РУЙНУВАННЯМ ГРЕБЛІ КАХОВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

Вночі 6 червня 2023 року російські окупаційні війська підірвали греблю Каховської гідроелектростанції (ГЕС), розташованої на річці Дніпро, яка через Дніпровсько-Бузький лиман впадає в північно-західну частину Чорного моря (ПнЗЧМ).

В результаті інтенсивного витоку води з резервуару Каховського водосховища через отвір у греблі, станом на 12.06.2023 р. у пониззя Дніпра надійшло 14,4 км^3 води, що становило 72 % від об'єму вод накопичених у водосховищі до моменту руйнування греблі, що складає 27 % від загального об'єму середнього річного природного стоку Дніпра (53,5 км^3). За приблизними оцінками, в перші дні після руйнування греблі витрати води через отвір в ній дорівнювали більше 40 тис. м^3/с. З цими водами до моря надійшло багато різнотипних забруднювальних речовин, які містились у водах Каховського водосховища, донних відкладах, були змиті із затоплених територій пониззя Дніпра (більше 2000 га).

Оскільки через ведення бойових дій проведення польових досліджень у відкритій частині моря взагалі не можливе, а доступ до берегової полоси вкрай обмежений, то головними джерелами інформації для оцінки просторово-часових масштабів та особливостей розповсюдження в морі забруднених річкових вод після руйнування греблі Каховської ГЕС є данні дистанційного супутникового зондування поверхні моря та результати математичного моделювання цього процесу.

Модельні розрахунки розповсюдження забруднених перехідних вод з Дніпровського-Бузького лиману на акваторії ПнЗЧМ після руйнування греблі, виконувались із застосуванням відомої чисельної гідротермодинамічної моделі Delft3D-Flow Flexible Mesh (D-Flow FM) (Deltares, 2023). Для моделювання була згенерована неструктурована розрахункова сітка (Тучковенко, Кушнір та ін., 2023), яка складалась з 23128 вузлів (22494 розрахункових осередків). Сітка покриває всю акваторію Чорного та Азовського морів і містить область деталізації розрахунків для акваторії ПнЗЧМ, що має криволінійну топологію та перемінний розмір розрахункових осередків. По вертикалі було задано 7 розрахункових рівнів в криволінійній σ-системі координат перемінної товщини (збільшується від поверхні до дна).

Розрахунки виконувались для періоду 01.06.–30.06.2023 р. На верхній (з атмосферою) відкритій границі розрахункової області задавалися з часовою дискретністю 3 години, на рівномірній 0,25°-градусній сітці перемінні у просторі поля зональної та меридіональної компонент швидкості вітру, поле атмосферного тиску приведеного до середнього рівня моря, які були зчитані з архіву прогнозів глобальної моделі прогнозу погоди GFS через веб-сервіс NOMADS. На відкритій бічній границі моделі – у гирлі р. Дніпро, задавались коливання рівня води за даними гідрологічного посту «Херсон». Мінливість температури річкової води задавалась на підставі

інформації з гідрологічного посту «Київ» Центральної геофізичної обсерваторії. Мінералізація річкової води приймалась рівною 2 мг/дм^3.

При моделюванні, в якості індикаторів проникнення і розповсюдження забруднених перехідних вод з Дніпровсько-Бузького лиману розглядалися солоність морської води і концентрація умовної домішки нейтральної плавучості, яка надійшла разом з трансформованими річковими водами до моря.

Для верифікації результатів моделювання використовувались данні спостережень за мінливістю солоності води на морській гідрометеорологічній станції Одеса-порт, а також супутникових знімків кольору поверхні моря (Тучковенко, Кушнір та ін., 2023).

За результатами моделювання встановлено, що шлейф опріснених (з солоністю < 10 ‰) і забруднених вод спочатку поширювався в Дніпровсько-Бузькому пригирловому районі ПнЗЧМ на захід у напрямку узбережжя міста Одеса, якого він досяг 9-10 червня 2023 р., а потім - уздовж західного узбережжя і 14 червня 2023р. досяг району розташування Тузловських лиманів.

До середини червня у північного узбережжя ПнЗЧМ та над Одеською банкою потік забруднених перехідних вод із солоністю 4-6 ‰ охоплював усю водну товщу від поверхні до дна. Ширина шлейфу розпрісненних вод у придонному шарі менша ніж у поверхневому. Найбільші вертикальні градієнти солоності сформувались південніше Одеської банки, де солоність в поверхневому шарі складала 4-6 ‰, а в придонному – 14-17 ‰.

З середини червня також розпочалося розмивання вузького шлейфу розрісненних і забруднених вод витягнутого уздовж західного узбережжя. Розмивання відбувалося за рахунок розширення шлейфу у сторону відкритого моря у вигляді «язиків» вод зі зниженою солоністю, які утворилися в районах Дністровського та Дунай-Дністровського (Тузлівського) піднять дна моря. Також відбувалось поширення шлейфу розпріснених і забруднених вод на південь від Одеської банки в сторону відкритого моря через Тендрівське підняття дна. Розмивання шлейфу розпріснених вод в придонному шарі Одеського району ПнЗЧМ відбувалося значно інтенсивніше, ніж в поверхневих водах, в результаті підтоку солоних морських вод в сторону берега, зокрема, через Одеську котловину.

Результати моделювання добре узгоджуються із супутниковою інформацією щодо кольору поверхні моря та концентрації хлорофілу-а, уточнюють і доповнюють їх додатковою інформацією.

Моделювання розповсюдження консервативної домішки нейтральної плавучості на акваторії ПнЗЧМ як трасера поширення забруднень з перехідними водами з Дніпровсько-Бузького лиману показало, що тільки за рахунок гідродинамічного розведення, в перший тиждень після руйнування греблі, відбувалося зменшення рівня забруднення вод до 70 % (від рівня забруднення на виході з гирла Дніпра в районі міста Херсон) в Одеському районі ПнЗЧМ і до 20-50 % - в акваторії Дунай-Дністровського межиріччя. Уздовж береговий шлейф забруднених вод з концентраціями умовної домішки 10-20 % досяг пригирлової ділянки річки Дунай. Встановлений факт прискореного переносу домішки уздовж мілководдя північного узбережжя ПнЗЧМ у сторону м.Одеси, в результаті чого в Одеській затоці формується зона з підвищеним рівнем забруднення відносно оточуючих вод, яка зберігається досить тривалий час.

Показано, що вказані особливості розповсюдження шлейфу розпріснених вод і умовного забруднювача (домішки) визначалися циркуляцією вод, яка в Дніпровсько-Бузькому пригирловому районі моря в перші дні формувалась під впливом значних градієнтів рівня моря, викликаних надходженням великих обсягів розпріснених

перехідних вод через лиман і Кінбурнську протоку, а потім густинними течіями сформованими на гідрофронті між трансформованими річковими водами і оточуючими морськими. Вплив вітрових умов проявлявся у характері поширення на акваторії ПнЗЧМ шлейфу розпріснених перехідних вод з Дніпровсько-Бузького лиману, положенні і конфігурації гідрофронту. Вітрові течії хоча і не були домінуючими, але впливали на динаміку вод і розподіл концентрацій домішки, наприклад хлорофілу-а, в межах шлейфу розпріснення, оконтуреного гідрофронтом, сприяли проникненню трансформованих річкових вод в сторону Одеси уздовж прибережного мілководдя.

Окрім пасивної домішки нейтральної плавучості виконувалось моделювання динаміки концентрації завісі, яка надходить до моря разом з трансформованими річковими водами з Дніпровсько-Бузького лиману (Торгонський та ін.). При моделюванні концентрація мінеральної завісі в водах Дніпра у пункті Херсон приймалася рівною 100 умовним одиницям. Моделювалося розповсюдження мулових часток діаметром 0,01 мм і щільністю 2000 кг×м$^{-3}$. Швидкість гравітаційного осадження завісі, оцінена із використанням відомої формули Стокса, приймалася рівною » 5×10^{-5} м×с$^{-1}$. Мета моделювання динаміки концентрації завісі у водах ПнЗЧМ полягала у встановленні тих місць акваторії ПнЗЧМ, де ступінь забруднення донних відкладів буде максимальною. Приймалася гіпотеза, що такі місця відповідають зонам, де концентрація завісі у придонному шарі тривалий час залишається високою.

Аналіз результатів модельних розрахунків динаміки просторового розподілу концентрації мінеральної завісі у придонному шарі акваторії ПнЗЧМ дозволив зробити висновки, що високій рівень забруднення донних відкладів слід очікувати уздовж північного узбережжя ПнЗЧМ, на Одеській банці, в Одеській затоці, уздовж західного узбережжя Одеського району ПнЗЧМ та в районі Дністровського підняття дна. У вказаних зонах моря рекомендовано проводити контрольний моніторинг забруднення вод речовинами токсичної дії після сильних штормів.

Отже застосування чисельної гідродинамічної моделі D-Flow FM разом із супутниковою інформацією дозволило встановити особливості розповсюдження в північно-західній частині Чорного моря великих обсягів розпріснених і забруднених перехідних вод з Дніпровсько-Бузького лиману, які надійшли до нього в результаті екстремального штучного паводка через руйнування греблі Каховської ГЕС у червні 2023р.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Deltares (2023). D-Flow Flexible Mesh – Computational Cores and User Interface – User Manual, version: 2023, SVN revision: 78723. Delft, the Netherlands URL: https://content.oss.deltares.nl/delft3d/D-Flow_FM_User_Manual.pdf (Accessed: 30.08.2023 р.).

Тучковенко Ю.С., Кушнір Д.В., Овчарук В.А., Соколов А.В., Коморін В.М. (2023). Особливості розповсюдження в морі розпріснених і забруднених перехідних вод з Дніпровсько-Бузького лиману після руйнування греблі Каховського водосховища. Український гідрометеорологічний журнал, 32, 95-114.

Торгонський А.В., Кушнір Д.В., Тучковенко Ю.С. (2024). Потенційні зони вторинного забруднення вод північно-західної частини Чорного моря сформовані внаслідок руйнування дамби Каховської ГЕС. Матеріали Міжнародної наукової конференції «Регіональні проблеми охорони довкілля та збалансованого природокористування». Одеса, 2024 (11 - 12 квітня) С. 210-213.

УДК 579.6 (57.02:57.04)
Є.В. СТАРОСИЛА
Інститут гідробіології НАН України,
пр. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна

СУЧАСНИЙ СТАН БАКТЕРІОПЛАНКТОНУ ВОДОСХОВИЩА ПІСЛЯ РУЙНУВАННЯ ГРЕБЛІ КАХОВСЬКОЇ ГЕС

Російська загарбницька війна в Україні чинить нищівний вплив на водні екосистеми та біоресурси, їхні структурні та функціональні характеристики, а також екологічний стан масивів поверхневих вод. В результаті воєнного конфлікту виникло обґрунтоване занепокоєння щодо встановлення факту екологічних збитків та здійснення інтегральної оцінки впливу цих дій на гідроекосистеми України (Afanasyev, 2023).

6 червня 2023 року російські окупаційні сили знищили греблю Каховської гідроелектростанції. Цей акт екоциду був визнаний у всьому цивілізованому світі. Дії воєнних злочинців спричинили зміни не тільки у Каховському водосховищі, а й у всьому каскаді водосховищ рівнинної річки Дніпро. Тому, метою роботи було встановлення сучасного стану деяких показників кількісного розвитку бактеріопланктону (включаючи вміст потенційно патогенних мікроорганізмів) водосховища в районі м. Херсон (Україна) після руйнування греблі Каховської ГЕС.

У викладених матеріалах представлено результати досліджень проведених з 12 червня 2023 р. по 9 червня 2024 р. Для аналізу були застосовані загальноприйняті еколого-мікробіологічні методи, а також методи визначення потенційно патогенних мікроорганізмів із застосуванням селективних хромогенних живильних середовищ (Dry Filter^{TM}, фірми Himedia) (Методи…, 2006; Methods…, 2001).

Чисельність бактеріопланктону коливалася від 2,3 до 34,0 млн. кл/см^3, становлячи в середньому 13,2 ± 8,4 млн. кл/см^3. Максимальні значення відмічали одразу після підриву дамби ГЕС. Цей порядок значень, як і межі коливання, кількісного розвитку бактеріального населення водної товщі, характерний для етапу заповнення Каховського водосховища у середині XX сторіччя та зарегулювання розташованих вище ділянок річки при створенні інших водосховищ (Михайленко, 1999).

До кінця серпня 2023 р. вміст бактерій у воді знизився в середньому у шість разів, складаючи 5,6 млн. кл/см^3. З початку осені 2023 р. до літа 2024 р. чисельність мікроорганізмів у планктоні зростала в середньому втричі, порівняно з попереднім дослідженим періодом. На це також вплинув новий вегетаційний сезон 2024 р. з вищою середньою чисельність мікроорганізмів (в середньому 18,6 ± 4,2 млн. кл/см^3). Відмічені флуктуації чисельності бактеріопланктону були обумовлені реакцією мікроорганізмів на зміни у середовищі їхнього існування, а саме фізико-хімічні, гідрологічні та токсикологічні характеристики природних вод, антропогенне забруднення, тривалу посуху та аномальну спеку у літньо-осінний сезон 2023 р., а також нестабільний режим роботи дніпровських ГЕС.

Кількість бактерій з неушкодженою цитоплазматичною мембраною (тобто живих мікроорганізмів) у воді була 0,7–29,7 млн. кл/см^3, що складало від 14,3 до 87,4 % чисельності бактеріопланктону (в середньому 53,5 ± 17,9 %). Найменша доля цих клітин, подібно до чисельності бактеріопланктону, встановлена після катастрофи. Майже у половині досліджених препаратів кількість бактерій з неушкодженою цитоплазматичною мембраною становила від 14,3 до 48,6 %, складаючи в середньому 38,8 % загальної чисельності мікроорганізмів. Відносно невисока доля живих клітин,

очевидно, була зумовлена реакцією першочергової перебудови структури автохтонного бактеріального угруповання після руйнування греблі, поступової елімінації алохтонної мікрофлори, що потрапила з поверхневим стоком з водозбірної площі, та відгуком мікроорганізмів на екологічний стан гідроекосистеми.

Кількість евтрофних бактерій — показників забруднення водного об'єкту авто- і алохтонною органічною речовиною — змінювалася у діапазоні (58,4 ± 7,9)–(634,8 ± 15,3) тис. кл/см^3 (в середньому 306,2 тис. кл/см^3). Кількість оліготрофних бактерій, які здатні розкладати важкоокиснену органічну речовину, знаходилася в цей період у межах (0,5 ± 0,1)–(480,0 ± 23,8) тис. кл/см^3 (в середньому 107,0 тис. кл/см^3). Часовий розподіл вмісту обох груп бактерій у планктоні був подібним. Це вказує на узгоджену залежність розвитку мікроорганізмів різних еколого-трофічних груп від якості автохтонної та алохтонної органічної речовини у воді, фізико-хімічних та гідрологічних параметрів.

Коливання та високий вміст еколого-трофічних груп бактерій у воді опосередковано свідчить про переважання доступної органічної речовини на дослідженій ділянці в умовах антропогенного тиску. Розрахунки співвідношення евтрофних до оліготрофних бактерій (ЕБ/ОБ ≥ 1) вказують на процеси евтрофування природних вод і забруднення гідроекосистеми.

У досліджений період за вмістом евтрофних бактерій вода водного об'єкту, відповідно до системи комплексної оцінки якості поверхневих вод (Романенко та ін., 1998), знаходилася у межах, характерних для дуже брудних екосистем, тобто належала до 5 класу 7 категорії (полісапробні). Винятком стали березень-початок квітня 2024 р., коли вода належала до 4 класу, 6 категорії («брудна», α-мезосопробна), що може бути пов'язано з початком нового вегетаційного сезону.

Вміст потенційно патогенних та патогенних бактерій, у тому числі санітарно-показових, у зразках води був від 1,5 до 107,7 тис. КУО/100 см^3 (в середньому 19,4 тис. КУО/100 см^3). У всіх вивчених пробах були відсутні патогенні бактерії *Escherichia coli* O157:H7, *Salmonella serotype Typhimurium, Pseudomonas aeruginosa.* Найвищий вміст вивчених груп потенційно патогенних бактерій реєстрували у зразках одразу після підриву дамби ГЕС та у липні-вересні під час тривалої посухи, аномальної спеки, обміління водного об'єкту та випаровування води у літній сезон 2023 р.

Оцінку санітарного стану за перевищенням нормативів вмісту кишкової палички та фекальних ентерококів здійснювали відповідно до Директиви 2006/7/ЕС щодо якості води для купання населення від 15.02.2006 р. (Directive 2006/7/EC of the European Parliament and of the Council of 15 February 2006 concerning the management of bathing water quality and repealing Directive 76/160/EEC) та Державних санітарних правил і норм (СанПіН № 4630-88, МОЗ України № 173 від 19.06.1996). Вміст *E. coli* у пробах 2023 р. перевищував умовну норму в середньому у 4,9 рази, натомість у зразках відібраних у 2024 р. — перевищень не відмічали. Кількість *Enterococcus faecalis* була вищою за норму в середньому у 18,7 разів весь період дослідження. Максимальні перевищення цих показників спостерігали одразу після пошкодження гідротехнічних споруд.

У 61 % зразків води виявили бактерії роду *Staphylococcus* (0,1–4,3 тис. КУО/100 см^3). Кількість бактерій *Pseudomonas* spp., *Klebsiella* spp. та *Salmonella* spp. коливалася в межах відповідно від 0 до 5,2 тис. КУО/100 см^3 (в середньому 1,2 тис. КУО/100 см^3), від 0 до 20,4 тис. КУО/100 см^3 (в середньому 3,2 тис. КУО/100 см^3) та 0–11,6 тис. КУО/100 см^3 (в середньому 1,3 тис. КУО/100 см^3). Вміст деяких з перелічених груп бактерій хоч і не нормується законодавством, але вони можуть містити патогенних та потенційно патогенних представників, які супроводжують інфекції шкіри і слизових оболонок, харчове отруєння, інші захворювання людей (Медична…, 2021; Старосила та ін.., 2019;

Starosyla, 2021). Отже, наявність у досліджених зразках потенційно патогенних мікроорганізмів, а також виявлені перевищення норм індикаторних груп (санітарно-показових бактерій), засвідчує незадовільну якість водного середовища та потенційну небезпеку комплексного використання водного об'єкту.

Робота виконана за бюджетною програмою КПКВК 6541230 «Підтримка пріоритетних для держави наукових досліджень і науково-технічних (експериментальних) розробок» конкурсної тематики «Розроблення технології мінімізації екологічних ризиків в умовах кліматичного та спричиненого війною дефіциту води для забезпечення продовольчої та біологічної безпеки України» в Розділі 1. «Розробка технології мінімізації екологічних ризиків в континентальних гідроекосистемах України, які найбільше потерпають від дефіциту вод, що сформувався в наслідок кліматичних змін та спричинений воєнними діями».

УДК 556.114:556.5(28)
Т.П. ЖЕЖЕРЯ, В.А. ЖЕЖЕРЯ, Л.О. ГОРБАТЮК
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ 04210, Україна

ГІДРОХІМІЧНИЙ РЕЖИМ ПОНИЗЗЯ ДНІПРА В СУЧАСНИХ УМОВАХ

Перші дослідження гідрохімічного режиму нижнього Дніпра проводились Г.А. Шептицьким і припадають на першу половину 20 ст. Ці дослідження переважно стосувались визначення вмісту розчиненого кисню біля м. Херсона. Пізніше дослідження проводились біля м. Запоріжжя і були узагальнені у монографії О.О. Альокіна. Починаючи з 60-х рр. 20 ст. вивчення гідрохімічного режиму нижнього Дніпра проводили співробітники відділу гідрохімії Інституту гідробіології АН УРСР під керівництвом М.В. Товбіна, О.М. Алмазова, М.Б. Фельдман і Ю.Г. Майстренка. Дослідження охоплювали ділянку від м. Запоріжжя до гирла Дніпра і частини Дніпровського лиману. Після споруди Каховської ГЕС (1955 р.) район досліджень був зменшений (від Нової Каховки до гирла). Дослідники розділили пониззя Дніпра (від греблі Каховської ГЕС до Дніпровсько-Бузького лиману) на дві ділянки: від Каховки до Херсона і від Херсона до Дніпровсько-Бузького лиману. Це було обумовлене особливостями формування гідрохімічного режиму цих ділянок. Наразі після підриву греблі Каховської ГЕС російськими окупантами 6 червня 2023 р. ділянка нижнього Дніпра знову простягнулась від м. Запоріжжя до гирла.

Мета наших досліджень полягала у вивченні змін гідрохімічного режиму пониззя Дніпра в межах м. Херсона після руйнування греблі Каховської ГЕС.

Наші дослідження проводились у вересні 2021 р., а також з 12.06.2023 р. по червень 2024 р. Серед гідрохімічних показників досліджували pH і кольоровість води, мінералізацію, вміст хлорид-йонів, перманганатну і біхроматну окиснюваність, нафтопродукти, концентрацію сполук неорганічного азоту і фосфору, а також вміст завислих речовин.

Перший тиждень після підриву Каховської ГЕС мінералізація води не зазнавала суттєвих змін. Перше зростання цього показника до 273 мг/дм^3 було відмічено 16.07.2023 р. У цей час також спостерігався максимальний вміст хлорид-йонів – 74 мг/дм^3. Мінералізація води та вміст хлорид-йонів у подальшому зазнавали флуктуацій у межах відповідно 203–344 і 14,4–63,9 мг/дм^3, хоча до 16.07.2023 р. вміст хлорид-йонів не перевищував 27,3 мг/дм^3. Невисокі величини цього показника також спостерігались

восени 2021 р. Протягом цього періоду концентрація хлорид-йонів не перевищувала 28,2 мг/дм^3. Встановлено, що при зростанні мінералізації води відмічено також зростання вмісту хлорид-йонів. Збільшення концентрації хлорид-йонів і мінералізації води, найвірогідніше, зумовлене надходженням солоної води з Дніпровсько-Бузького лиману за рахунок зниження стоку Дніпра. Подібна ситуація спостерігалась у пониззі Дніпра і раніше. Наприклад, у 1960 р. під час заповнення Кременчуцького водосховища і відповідно при зниженні витрат води до 300 м^3/с солона вода піднімалась вверх за течією до м. Херсон, а концентрація хлорид-йонів у придонному шарі води становила 4000–5000 мг/дм^3. За період 1968–1985 рр. концентрація хлоридів у воді біля м. Херсон коливалась у межах 25,6–164,6 мг/дм^3, тоді як біля с. Кізомис інтервал величин цього показника був набагато ширшим і становив 13,6–1600 мг/дм^3. Ці результати досліджень свідчать, що солона вода у зазначені роки не досягала м. Херсон, але надходила до пониззя Дніпра (Днепровско-Бугская эстуарная экосистема, 1989; Осадчий та ін., 2008). Восени 2018 р. в межах м. Херсон мінералізація води і концентрація хлорид-йонів між попусками Каховської ГЕС становила відповідно 400 і 74 мг/дм^3 у поверхневому шарі води і 3560 і 1424 мг/дм^3 біля дна. Якщо в сучасних умовах витрати води будуть зменшуватися і надалі, то варто очікувати подальшого зростання мінералізації води і вмісту хлорид-йонів. У свою чергу, це стане причиною непридатності води для зрошування. Загалом мінералізація води у Каховському водосховищі від його заповнення у 1955 р. до 2006 р. зростала за середніми величинами від 275 до 380 мг/дм^3, а максимальні величини у південній частині могли досягати 600–800 мг/дм^3 (Журавлева, 1998; Осадчий та ін., 2008). На зміну мінералізації води Каховського водосховища протягом року впливало каскадне розташування водосховищ Дніпра. Найменші величини мінералізація води у Каховському водосховищі спостерігалися восени і взимку за рахунок поступового добігання низькомінералізованих вод, які надійшли під час весняного водопілля (Денисова, 1979; Гидрология и гидрохимия …, 1989). Наразі ця динаміка мінералізації води порушена.

Порівняно з 2021 р. величини pH води протягом 2023–2024 рр. дещо знизились і почали змінюватись у більш широкому інтервалі – від 6,51 до 7,95. Протягом 2021 р. величина pH води восени становила 8,12–8,92, а у 2018 р. – 8,63–8,90. У період з 1988 р. по 2006 р. величина pH також змінювалась у широких межах – від 7,0 до 8,6 (Днепровско-Бугская эстуарная экосистема, 1989). Протягом 2023–2024 рр. кольоровість води становила 15,2–35,0 градусів Cr-Co-шкали. Натомість восени 2021 р. цей показник змінювався лише у межах 14–21 градусів Cr-Co-шкали. Зростання кольоровості води свідчить про більш інтенсивне надходження органічних речовин гумусової природи, які можуть потрапляти з водозбору або утворюватись безпосередньо у водному середовищі внаслідок гуміфікації відмерлих решток гідробіонтів.

Вміст завислих речовин після руйнації Каховської ГЕС відразу зріс майже у 50 разів, а також у воді з'явились колоїдні частинки розміром 0,23–0,45 мкм, що не було характерно для цієї ділянки Дніпра раніше. Слід зазначити, що колоїдні частинки небезпечні для риб, оскільки вони здатні адсорбуватися на зябрах, порушуючи їхнє дихання. Найвищі величини вмісту завислих речовин і колоїдних частинок відповідно 76,8 і 54,1 мг/дм^3 визначались 12.06.2023 р. Наприкінці червня (20.06.2023 р.) їхній вміст вже становив відповідно 21,9 і 7,0 мг/дм^3. У липні 2023 р. концентрація завислих речовин досягала мінімальних величин 2,4–2,9 мг/дм^3, а колоїдні частинки не визначались. У подальшому вміст завислих речовин знаходився у більш широкому інтервалі величин – від 2,6 до 52,6 мг/дм^3. Восени 2021 р. концентрація завислих речовин у середньому не перевищував 5,2 мг/дм^3.

Руйнування Каховської ГЕС також позначилась на вмісті легкоокиснюваних органічних речовин та загальному вмісті органічних речовин (відповідно показник $ХСК_{Mn}$ і $ХСК_{Cr}$). Загальний вміст органічних речовин зріс майже у 2 рази порівняно з 2021 р. Якщо у 2021р. величина $ХСК_{Mn}$ і $ХСК_{Cr}$ в середньому становила 15,0 і 28,0 мг О/дм^3, то вже протягом 2023–2024 р. ці показники змінювались у межах відповідно 13,6–32,0 і 25,0–60,0 мг О/дм^3 Вміст нафтопродуктів перевищував допустимі концентрації для незабруднених водойм приблизно в 2 рази і становив 112 мкг/дм^3 (12.06.2023 р.). Протягом червня–серпня 2023 р. концентрація нафтопродуктів змінювалась у межах 72–87 мкг/дм^3 з тенденцією зниження їхнього вмісту з часом. Починаючи з вересня 2023 р. вміст нафтопродуктів почав знижуватись від 49 мкг/дм^3 до 32,0 мкг/дм^3 (червень 2024 р.). Водночас концентрація органічних речовин періодично зростала протягом усього періоду дослідження.

Максимальний вміст неорганічного азоту і фосфору спостерігався у 70–80-х рр. минулого століття і в середньому становив 1,1–1,2 мг N/дм^3 і 0,090–0,150 мг Р/дм^3. У 2021 р. концентрація неорганічного азоту коливалась в межах 0,175–0,803 мг N/дм^3 і в середньому становила 0,332 мг N/дм^3. Отримані результати додатково свідчать про тенденцію до зниження вмісту $N_{неорг.}$ У вересні 2021 р. концентрація неорганічного фосфору у воді Каховського водосховища коливалася у межах 0,084–0,234 мг Р/дм^3 і досягала в середньому 0,090 мг Р/дм^3 (Жежеря та інші, 2021). Водночас, у 2023 р. відмічено зростання не лише вмісту органічних речовин, а також біогенних сполук таких як неорганічний азот і фосфор. Концентрація неорганічного азоту і фосфору в червні 2023 р. знаходилась в межах відповідно 0,336–1,86 мг N/дм^3 і 0,041–0,092 мг Р/дм^3. Збільшення вмісту неорганічного азоту в перші дні після підриву Каховської ГЕС відбувалось переважно за рахунок амонійного азоту, а в серпні також за рахунок нітратів. Починаючи з серпня до середини вересня 2023 р., відмічено збільшення концентрації неорганічного фосфору з 0,092 до 0,173 мг Р/дм^3. У подальшому концентрація неорганічного азоту і фосфору змінювалась у межах 0,098–2,722 мг N/дм^3 (в середньому 0,640 мг N/дм^3) і 0,020–0,093 мг Р/дм^3 (в середньому 0,045 мг Р/дм^3). Таким чином, спостерігаються певні коливання вмісту амонійного азоту, нітрат-йонів, неорганічного азоту і фосфору, що обумовлено їхнім надходженням з водозбору разом з органічними сполуками після деструкції відмерлих решток гідробіонтів.

Отже, підрив греблі Каховської ГЕС призвів до зростання у воді нижче за течією вмісту завислих речовин, колоїдних частинок, органічних та біогенних речовин, а також дещо вплинув на мінералізацію води та вміст хлорид-йонів.

Робота виконана за бюджетною програмою КПКВК 6541230 «Підтримка пріоритетних для держави наукових досліджень і науково-технічних (експериментальних) розробок» конкурсної тематики «Розроблення технології мінімізації екологічних ризиків в умовах кліматичного та спричиненого війною дефіциту води для забезпечення продовольчої та біологічної безпеки України” в Розділі 1. Розробка технології мінімізації екологічних ризиків в континентальних гідроекосистемах України, які найбільше потерпають від дефіциту вод, що сформувався в наслідок кліматичних змін та спричинений воєнними діями».

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Гидрология и гидрохимия Днепра и его водохранилищ (1989). А.И. Денисова и др. Киев: Наук. думка, 216 с.

Денисова А.И. (1979) Формирование гидрохимического режима водохранилищ Днепра и методы его прогнозирования. Киев: Наукова думка, 292 с.

Днепровско-Бугская эстуарная экосистема (1989). Жукинский В.Н., Журавлева Л.А., Иванов А.И. и др. Киев: Наук.думка, 235 с.

Жежеря В.А., Жежеря Т.П., Линник П.М. (2021) Біогенні речовини у воді водосховищ дніпровського каскаду після зарегулювання стоку Дніпра. Гідробіологічний журнал, Т. 57, № 6. С.89–109.

Журавлева Л.А. (1998) Многолетние изменения минерализации и ионного состава воды водохранилищ Днепра. Гидробиологический журнал, Т. 34, № 4. С. 88–96.

Осадчий, В.І., Набиванець, Б.Й., Осадча, Н.М., Набиванець, Ю.Б. (2008) Гідрохімічний довідник: Поверхневі води України. Гідрохімічні розрахунки. Методи аналізу. Київ: Ніка-Центр, 656 с.

УДК 597.5 (282.247.314) (477.86)

О.О. ГУПАЛО[1], О.М. ЛЄТИЦЬКА[1], О.О.ХУДИЙ[2], М.С. ПОГОРЄЛОВА[1] С.О. АФАНАСЬЄВ[1]

[1]Інститут гідробіології НАН України,
проспект Володимира Івасюка, 12, Київ 04210, Україна
[2]Чернівецький національний університет ім. Юрія Федьковича,
вул. Коцюбинського, 2, м. Чернівці 58012, Україна

СКЛАД УГРУПОВАНЬ МОЛОДІ РИБ НА ЕТАПІ КРИТИЧНОГО ЗНИЖЕННЯ РІВНЯ ДНІСТРОВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА ВНАСЛІДОК ОПОСЕРЕДКОВАНОГО ВПЛИВУ ВОЄННИХ ДІЙ

Інтенсифікація обстрілів об’єктів критичної енергетичної інфраструктури весною 2024 р. призвела до виникнення значного дефіциту електроенергії, в результаті чого, було спрацьовано Дністровське водосховище на 6,62 м нижче від нормального підпірного рівня. Ця подія отримала широкий розголос у засобах масової інформації (https://www.unian.ua). Таке різке зниження рівня води водосховища у нерестовий період призвело до оголення значних площ нерестових мілководь, внаслідок чого було втрачене цьогорічне покоління молоді від середньо- та пізньонерестуючих видів риб, бо відкладена ікра обсохла, а личинки і мальки загинули.

Вивчення складу та структурно-функціональних особливостей угруповань молоді риб Дністровського водосховища вимагають особливої уваги за таких обставин, оскільки повторення таких ситуацій може призвести до зниження біорізноманіття гідробіонтів водойми та значних збитків від втрат екосистемних послуг (Transboundary, 2021).

Дослідження складу угруповань молоді риб проводили у червні 2024 р. на 9 станціях акваторії Дністровського водосховища (від с. Рашків до с. Непоротове), в буферному водосховищі та у руслі Дністра нижче Дністровського гідровузла в околицях м. Могилів-Подільський. Вивчення складу молоді риб на нерестовищах проводились стандартними знаряддями, що використовуються для обліку молоді риб, дозволених для науково-дослідних ловів (Методи, 2006). На кожній станції складали протокол з біоценотичним описом, де фіксували зниження рівня води відповідно до звичайного для цієї пори року, обловлювали 300 м^2 площі мілководь на нерестовищах. Ідентифікацію риби здійснювали безпосередньо на місці, а представники раритетних видів були повернуті в природу неушкодженими. Номенклатура наведена за Ю.В. Мовчаном (2011).

Загалом на досліджуваній ділянці Дністра було визначено 18 видів риб з шести родин. На нерестовищах акваторії Дністровського водосховища було знайдено

представників 16 видів риб з чотирьох родин. Найбільшою мірою була представлена родина коропових Cyprinidae – 9 видів: плітка *Rutilus rutilus* Linnaeus, 1758; вирезуб *Rutilus frisii* (Nordmann, 1840); краснопірка *Scardinius erythrophthalmus* (Linnaeus, 1758); верховодка *Alburnus alburnus* (Linnaeus, 1758); вівсянка *Leucaspius delineatus* Heckel, 1843; плоскирка *Blicca bjoerkna* (Linnaeus, 1758); лящ *Abramis brama* Linnaeus, 1758; білизна *Aspius aspius* (Linnaeus, 1758) та гірчак *Rhodeus amarus* Bloch, 1782.

Трьома видами були представлені родини окуневих Percidae (судак *Sander lucioperca* (Linnaeus, 1758); окунь *Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758; йорж звичайний *Gymnocephalus cernua* (Linnaeus, 1758)) та бичкових Gobiidae (бичок пісочник *Neogobius fluviatilis* (Pallas, 1814); бичок гонець *Babka gymnotrachelus* (Kessler, 1857); бичок південно-західний *Proterorhinus semilunaris* (Heckel, 1837)). Представники інших родин зустрічались по одному виду: щукові Esocidae – щука *Esox lucius* Linnaeus, 1758.

Натомість, на нерестовищах транскордонної ділянки Дністра, нижче за течією в цей період було знайдено п’ять видів риб з чотирьох родин: Cyprinidae – плітка, колючкові Gasterosteidae – колючка південна *Pungitius platygaster* (Kessler, 1859); бабцеві Cottidae – бабець європейський *Cottus gobio* Linnaeus, 1758 та представники бичкових риб – бичок гонець і бичок південно-західний.

У верхів’ї Дністровського водосховища (ділянка від с. Рашків до с. Анадоли) було відмічене зниження рівня води на 1–4 м та оголення близько 20–40 м дна від урізу води. На мілководдях в районі осушених нерестовищ в ловах траплялися 1–9 видів риб, найчисельнішими з яких були верховодка, окунь, судак. Такі види, як плітка, білизна, щука, йорж звичайний були представлені по 1 екз. на всю дослідну ділянку. Чисельність молоді риб на станціях складала 49,0–53,7 екз/100 м^2, біомаса 3,72–53,56 г/100 м^2 площі мілководь. Біомаси молоді риб в угрупованнях на цих станціях були сформовані переважно представниками хижих видів, нерест яких відбувся раніше осушення (окунь, судак) та бентофагами (бичкові риби), які можуть нереститися та нагулюватись на значних глибинах.

Середня частина Дністровського водосховища (в районі Бакоти та с. Грушівці) характеризувалась зниженням рівня води на 5-6 м проти звичайного та оголенням дна до 60–65 м від урізу води на окремих ділянках, в залежності від рельєфу. Угруповання молоді риб на станціях були представлені 3–10 видами, найбільш масовими серед них були плітка, лящ та окунь. Чисельність молоді становила 64-216 екз/100 м^2, біомаса – 44,03–151,69 г/100 м^2 площі мілководь. Біомаса молоді була сформована за рахунок цьогорічок окуня, судака (ранньонерестуючі хижі види), а також плітки та ляща, які віднерестилися на більших глибинах, або їх молодь встигла виклюнутися та відійти від берега на момент осушення.

У нижній частині водосховища (біля с. Непоротове) також було зареєстровано зниження рівня води більше 6 м та оголення дна до 80 м від урізу води. Молодь риб була представлена п’ятьма видами (плітка, краснопірка, окунь, судак, йорж звичайний), серед яких масово зустрічались плітка та окунь. Чисельність молоді становила 22,6 екз/100 м^2, а біомаса – 16,9 г/100 м^2 площі мілководь. Біомаса молоді риб складалася переважно за рахунок мальків плітки та окуня.

На всіх станціях зареєстрована масова загибель молюсків, у верхній і нижній частині водосховища – Unionidae, а в середній – оголився пояс дрейсени, яка є важливим кормовим об’єктом для багатьох видів риб, в тому числі для популяції вирезуба.

В буферному водосховищі зареєстровано критичне зниження рівня води – більше 6 м від нормального підпірного рівня, що призвело до оголення значних площ дна (до

70–80% на окремих ділянках) та загибелі всіх гідробіонтів, які не змогли відійти разом із зниженням рівня вод.

Для порівняння чисельності та біомаси молоді риб на нерестовищах була досліджена станція у руслі Дністра нижче Дністровського гідровузла (в околицях м. Могилів-Подільський). Тут також відмічено зниження рівня води на 1–1,5 м від звичайного та оголення берегової смуги близько 1–2 м. В ловах відзначено п'ять видів риб (плітка, колючка південна, бабець європейський, бичок гонець та бичок піденно-західний), наймасовішою серед яких була плітка (личинок на етапах D_1-D_2). Чисельність угруповання молоді риб становило 4976 екз/100 м^2 нерестовища, а біомаса, яка була сформована переважно за рахунок личинок плітки – 334,26 г/100 м^2 площі мілководь.

Таким чином, на дослідних станціях акваторії Дністровського водосховища зареєстровано осушення значних площ мілководних ділянок, що слугують нерестовищами для багатьох видів риб. У верхів'ї Дністровського водосховища основу уловів складали представники молоді порційно нерестуючих видів (верховодка) та хижаків (окунь, судак), які встигли віднереститися раніше, або пізніше спуску води. На нерестовищах середньої та нижньої частини водосховища переважала молодь плітки, ляща та окуня, личинки яких скоріше за все інкубувалися на більших глибинах. Личинки білизни, плоскирки та краснопірки, видів нерест яких відбувається у квітні-травні місяці, були представлені поодинокими екземплярами.

У буферному водосховищі личинок та молоді риб не виявлено взагалі. На транскордонній ділянці, нижче за течією, у руслі Дністра біля Могилів-Подільського, зниження рівня води також призвело до вкрай негативних наслідків. Всього відмічено 5 видів молоді риб, серед яких переважали личинки плітки, при чому не знайдено жодного екземпляру цьогорічної молоді головня, підуста, ляща, білизни, вирезуба, марени звичайної що домінували в малькових ловах на цій ділянці у 2023 р.

Узагальнюючи отримані дані, слід зазначити, що значне коливання рівнів води Дністровського водосховища, особливо у весняний нерестовий період, вкрай негативно впливає на стан іхтіофауни. Можна констатувати, що у 2024 р. внаслідок терористичних атак росії на енергетичні станції України відбулося надмірне спрацювання рівнів Дністровського водосховища з метою стабілізації енергосистеми. В результаті було завдано значної шкоди екосистемам басейну середнього Дністра, як в акваторії Дністровського та буферного водосховищ, так і на транскордонній ділянці річки включно з акваторіями що належать Республіці Молдова. В той же час, розуміння того, що екологічні проблеми Дністра разом із необхідністю забезпечення населення водою та енергією мають бути в пріоритеті, на етапі прийняття рішень відносно спрацювання рівня води, необхідно максимальне дотримання правил експлуатації Дністровського каскаду ГЕС та більш ретельних розрахунків екологічних попусків.

*Робота виконана за бюджетною програмою КПКВК 6541230 «Підтримка пріоритетних для держави наукових досліджень і науково-технічних (експериментальних) розробок» конкурсної тематики «Розроблення технології мінімізації екологічних ризиків в умовах кліматичного та спричиненого війною дефіциту води для забезпечення продовольчої та біологічної безпеки України" в Розділі 1. Розробка технології мінімізації екологічних ризиків в континентальних гідроекосистемах України, які найбільше потерпають від дефіциту вод, що сформувався в наслідок кліматичних змін та спричинений воєнними діями».

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Електронний ресурс: https://www.unian.ua/ecology/dnistrovske-vodoshovishche-peresihaye-chim-ce-zagrozhuye-12649842.html

Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод. За ред. В.Д. Романенка. К.: Логос, 2006. 408 с.

Мовчан Ю.В. Риби України (визначник-довідник). Київ, 2011. 420 с.

Transboundary Dniester River basin: ecological state, reference conditions, management. Ed. by S. Afanasyev, O. Manturova. Kyiv: Vaite, 2021. 384 pp.

УДК 551.465.7

О.В. КОШЕЛЕВ, С.Є. ДЯТЛОВ
Інститут морської біології НАН України,
вул. Пушкінська, 37, Одеса 65048, Україна

НАКОПИЧЕННЯ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ У ВОДІ, ДОННИХ ВІДКЛАДАХ ТА БОКОПЛАВАХ *PONTOGAMMARUS MAEOTICUS* ПЛЯЖНОЇ ЗОНИ ОДЕСЬКОГО ЗАЛИВУДО ТА ПІСЛЯ ПІДРИВУ ГРЕБЛІ КАХОВСЬКОЇ ГЕС

У ніч проти 6 червня 2023 року російськими окупаційними військами була підірвана гребля Каховської ГЕС, що викликало залповий витік колосального об'єму води (14,4 км^3), який склав 72 % від всього обсягу Каховського водосховища. В зоні затоплення виявилося понад 80 міст та сіл, причому окрім масової загибелі тварин, риб і руйнації рослинних угруповань потік води змив величезну кількість сміття та різноманітні токсичні речовини. Вся ця маса була спрямована до Чорного моря та вже 9 червня забруднена суміш вод Дніпровсько-Бузького лиману та річкові води досягла узбережжя м. Одеса. Все узбережжя вкрилося шаром побутового та будівельного сміття, очеретом, кущами та навіть деревами з річкової пойми Дніпра. Найбільш забрудненими виявилися міські піщані пляжі Одеси, які прийняли на себе основну масу цього плавучого сміття. В цілому, площа акваторії моря зайнята забрудненими річковими водами з високим вмістом мінеральної завісі і органічних речовин алохтонного походження 6 червня складала 616,8 км², 9 червня – 1248,2 км², а 10 червня – 1710 км² (Тучковенко, Степаненко, 2022).

Відомо, що основні «гарячі точки» в екосистемі моря розташовані на його зовнішніх поверхнях (у контурних біотопах), одним із яких є псамоконтур, в якому морська вода контактує і взаємодіє з піщаним узбережжям (Zaitsev 2012). Саме в цій контактній зоні з підвищеною геохімічною активністю депонуються речовини аллохтонного та автохтонного походження та відбувається їх перерозподіл між окремими компонентами водного середовища (Зайцев, и Поликарпов 2002).

Очікувано, що хімічне забруднення в Одеській затоці, сформоване внаслідок підриву греблі Каховської ГЕС, позначиться на еколого-токсикологічному статусі піщаних пляжів м. Одеса. Доведено, що в умовах хронічного забруднення важкими металами саме псамоконтур піщаних пляжів є зоною накопичення токсикантів у компонентах водного середовища, в якому найбільше концентрування характерно для донних відкладів та біоти (Кошелев, Дятлов, 2022; Ghasemian, Karimzadeh, Zahmatkesh, 2016; Mirzajani, Hamidian, Hassan, 2021).

Типовим мешканцем контурного біотопу «море - піщаний берег» є *Pontogammarus maeoticus* (Sowinsky 1894), найпоширеніший вид бокоплавів (Amphipoda) каспійського походження, який зустрічається в біотопі псамоконтура на

прибережному мілководді Чорного, Азовського, Каспійського морів, а також у лиманах і річках понтокаспійського басейну (Мордухай-Болтовской, 1960). Здатність *P. maeoticus* вибірково накопичувати речовини в концентраціях, що перевищують фонові значення, дозволяє використовувати його у системі моніторингу та контролю за станом навколишнього середовища (Кошелев, Дятлов, 2022; Mirzajani, Hamidian, Hassan, 2021).

Виходячи з вищевикладеного, метою даного дослідження було визначення рівнів забруднення важкими металами (*Hg, Pb, Cd, Cu*) піщаної псевдоліторалі пляжної зони «Відрада» м. Одеса. Вибір пляжної зони «Відрада», як моніторингового полігону, був обумовлений наявністю угруповання *P. maeoticus*, яке на решті узбережжя Одеської затоки відсутнє. Методом атомно-абсорбційної спектрофотометрії проводили вимірювання концентрацій важких металів в пробах води, донних відкладах та ракоподібних *P. maeoticus*. Проби відбиралися у жовтні 2022 р. та жовтні 2023 р., для співставлення значень вмісту важких металів в рік «Каховської катастрофи» та рік потому. Протягом червня-липня комунальні служби м. Одеса збирали та вивозили сміття з міських пляжів. На момент відбору проб в жовтні 2022 року в пляжній зоні Одеси можна було помітити лише окремі фрагменти залишків водної рослинності (насамперед очерету), які поступово вимивалися штормами.

В рамках моніторингових досліджень наслідків підриву греблі Каховської ГЕС Українським науковим центром екології моря (УкрНЦЕМ) проведено оперативне моніторингове випробування морської води в Одеській затоки (Vyshnevskyi, et al, 2023). На всіх пунктах відбору проб було встановлено перевищення гранично допустимих концентрацій нафтопродуктів, токсичних металів (*Zn, Cu* та *As*) та деяких хлорорганічних сполук (ліндан та поліхлоровані діфеніли). Подальші дослідження показали, що вже у липні рівень забруднення за багатьма показниками зменшився: концентрації за нафтопродуктами зменшилися від 8 ГДК до 2,6 ГДК; концентрації цинку зменшилися з 67 ГДК до 16 ГДК, а миш'яку – стали менше ГДК у порівнянні з попередніми значеннями у 3 ГДК, але концентрації міді залишалися високими та на окремих станціях у 100 разів перевищували ГДК (https://sea.gov.ua/index.php/2023/07/17/new_data_ges_statsu_ukrsces/).

Власні дослідження, показали що вміст ртуті, найбільш токсичного з обраних металів, на урізі води піщаного пляжу не перевищував ГДК та склав 0,00001±0,00005 мг/дм^3 (жовтень 2022 р.) і 0,00003±0,00004 мг/дм^3 (жовтень 2023 р.), а показники донної акумуляції були вищими та склали 0,00045 ± 0,00049 0,000533 ± 0,00043 відповідно.

Концентрації міді у морський воді хвилеприбійної зони восени 2022 р. та в наступному році були близькими та склали 0,002±0,01 мг/дм^3 та 0,003±0,07 мг/дм^3, причому за весь час досліджень концентрація міді перевищувала рибогосподарську ГДК в 2 та 3 рази відповідно. Вміст міді в донних відкладах району досліджень майже не відрізнявся та склав 0,41±0,10 мг/кг (2022 р.) та 0,52 ± 0,10 мг/кг (2023 р.).

Сумарний вміст кадмію у морський воді хвилеприбійної зони пляжу «Відрада» в жовтні 2022 р. склав 0,021±0,05 мг/дм^3 та 0,027±0,08 мг/дм^3 в жовтні 2023 р. Різниця між концентраціями кадмію в донних відкладах була більш значною: 1,03±0,15 мг/кг (2022 р.) проти 1,95±0,40 мг/кг (2023 р.)

Вміст свинцю у морський воді знаходився в межах фонової концентрації, не перевищував ГДК рибгосп. (0,1 мг/дм^3) та мав стабільно-невеликі показники (0,038 мг/дм^3 – 0,043 мг/дм^3) протягом дворічних спостережень. Забруднення свинцем донних відкладів було на рівні 0,26±0,04 мг/кг у 2022 р. та 0,28±0,06 мг/кг у 2023 р.

Найвищим показником виявилося накопичення міді в тканинах *P. maeoticus*, така особливість рачків підтверджена іншими дослідженнями. Сумарний вміст міді в рачках в 2022 році, склав 5,40±0,68 мг/кг, а рік потому збільшився до 9,25±1,42 мг/кг.

В цілому, рівень накопичення для всіх обраних важких металів у *P. maeoticus* збільшився у 2023 р. порівняно із 2022 р. Вміст ртуті в рачках у 2023 р. збільшився на 28,8 % порівняно із 2022 р, а вміст міді у 41,6 % відповідно. Найбільше накопичення в рачках на рівні 75,5 % виявлено для свинцю, тоді як накопичення кадмію зросло лише на 19,0 %.

Внаслідок підриву греблі Каховської ГЕС відбулося питоме збагачення забруднюючими речовинами морського середовища, зокрема важкими металами, що проявилося у збільшенні їх вмісту у воді та донних відкладах хвилеприбійної зони пляжної зони м. Одеса. На підтвердження цього вказує і збільшення акумуляції важких металів видом-біомонітором *P. maeoticus* навіть через рік після підриву греблі Каховської ГЕС.

Середні концентрації важких металів в компонентах водного середовища пляжної зони Одеської затоки після підриву греблі Каховської ГЕС за зменшенням вмісту мали наступний ряд: *Pb>Cd>Cu>Hg* (вода); *Cd>Cu>Pb>Hg* (донні відклади); *Cu> Pb>Cd> Hg* (*P. maeoticus*).

Беззаперечно, що наслідки підриву греблі Каховської ГЕС як безпрецедентного військового злочину та акту екоциду ще багато років будуть мати негативний вплив на зруйновані та пошкоджені екосистеми пониззя Дніпра, Дніпровсько-Бузького лиману та Чорного моря.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Зайцев Ю.П. Поликарпов Г.Г. (2002). Экологические процессы в критических зонах Чёрного моря (синтез результатов двух направлений исследований с середины XX до начала XXI веков), Морской экологический журнал, № 1. С. 33–55.

Кошелев О.В., Дятлов С.Є. (2022). Накопичення важких металів у воді, донних відкладах та бокоплавах *Pontogammarus maeoticus* псамоконтуру Хаджибейського лиману, Морський екологічний журнал, № 1–2, 45–51.

Мордухай-Болтовской Ф.Д. (1960). Каспийская фауна в Азово-Черноморском бассейне. Москва-Ленинград: АН СССР, 286.

Тучковенко Ю., Степаненко С. (2022). Вплив руйнування греблі Каховської ГЕС на екологічний стан Одеського району Чорного моря, Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки, № 44, 71–80.

Ghasemian S., Karimzadeh K., Zahmatkesh A. (2016). Metallothionein levels and heavy metals in Caspian Sea gammarid, *Pontogammarus maeoticus* (Crustacea, Amphipoda, Pontogammaridae), AACL Bioflux, №1, 1–7.

Mirzajani A., Hamidian A.H., Hassan J. (2021). Metal concentrations in the coastal fauna of the Caspian sea, Ocean Science Journal, № 3, 256–265.

Vyshnevskyi V., Shevchuk S., Komorin V., Oleynik Y., Gleick P. (2023). The destruction of the Kakhovka dam and its consequences, Water International, № 2, 1–17.

Zaitsev Yu. (2012). Major Accumulations of Life and Main “Pain Points” in the Seas and Oceans, Journal of Environmental Science and Engineering, A 1., 886–897.

https://sea.gov.ua/index.php/2023/07/17/new_data_ges_statsu_ukrsces/

УДК (579.6+591.5) (504)
Є.В. СТАРОСИЛА, В.М. ЯКУШИН, В.І. ЮРИШИНЕЦЬ, М.І. ЛІНЧУК
Інститут гідробіології НАН України,
пр. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна

ДЕЯКІ ЕКОЛОГО-САНІТАРНІ ПОКАЗНИКИ БАКТЕРІОПЛАНКТОНУ В УМОВАХ НЕСТАБІЛЬНОГО РІВНЕВОГО РЕЖИМУ ВОДОСХОВИЩ

Каскад дніпровських водосховищ був створений задля забезпечення комплексного водокористування і до часу повномасштабного вторгнення рф в Україну функціонував узгоджено як єдина техноекосистема. Загарбницька війна росії призвела до прямого (зокрема, руйнування греблі Каховської ГЕС) та непрямого впливу (забезпечення належних рівнів води на водозаборах, необхідність компенсаційних попусків задля вироблення електроенергії, накопичення води у певних водосховищах та ін. компенсаторні заходи спрямовані на зменшення негативних наслідків руйнівного впливу війни) на водосховища (Afanasyev, 2023). Результатом цього став вкрай нестабільний режим роботи дніпровських ГЕС та зміни рівнів водосховищ, зокрема і Київського та Канівського — водних об'єктів, які комплексно використовуються громадою м. Києва.

Метою роботи було встановлення особливостей деяких екологічних (показники кількісного розвитку) та санітарних (вміст умовно-патогенних мікроорганізмів) показників бактеріопланктону у взаємозв'язку з фоновими гідрохімічними характеристиками та рівневим режимом на верхній ділянці Канівського водосховища у межах м. Києва.

Дослідження проводили протягом різних сезонів 2021–2023 рр. (2021 рік використовували для порівняльного аналізу). Були застосовані як загальноприйняті гідрохімічні та еколого-мікробіологічні методи, так і методи визначення умовно-патогенної мікрофлори із застосуванням селективних живильних середовищ (Dry Filter^{TM}, Himedia).

Оцінку санітарного стану за перевищенням нормативів вмісту кишкової палички та ентерококів здійснювали відповідно до вимог Директиви 2006/7/ЕС щодо якості води для купання від 15.02.2006 р. (Directive 2006/7/EC of the European Parliament and of the Council of 15 February 2006 concerning the management of bathing water quality and repealing Directive 76/160/EEC).

Аналіз динаміки фонових гідрохімічних показників (неорганічні форми азоту і фосфору, перманганатна (ПО) і дихроматна (ДО) окиснюваність) не виявив істотних відмінностей (у порівнянні з 2021 роком) на досліджених ділянках Канівського водосховища у 2022 році та засвідчив істотне погіршення якості води у 2023 році — в умовах, коли протягом травня-червня утримувався надзвичайно високий рівень Канівського водосховища. Вміст розчинного кисню в червні 2023 р. складав 2,95–7,24 мг O_2/дм^3, а у серпні — 1,67–7,03 мг O_2/дм^3. На деяких станціях спостереження відмічався дефіцит розчиненого кисню, що, імовірно, було пов'язано з надходженням збідненої на кисень води з придонних горизонтів Київського водосховища. У червні 2023 року концентрація амонійного азоту коливалась у межах 0,276–0,335 мг N/дм^3, азоту нітратів — 0,101–0,131 мг N/дм^3, неорганічного фосфору — 0,020–0,062 мг P/дм^3; відмічено досить високий вміст органічної речовини за показниками ПО (20,13–22,72 мг O/дм^3) і ДО (37,14–42,76 мг O/дм^3).

За період дослідження чисельність бактеріопланктону змінювалася у наступних межах: у Київському водосховищі у 2021 році — 10,8–23,8 (в середньому 14,5 ± 6,2) млн. кл/см^3, у Канівському водосховищі у 2021 р. — 16,0–18,7 (в середньому 17,6 ± 1,4) млн. кл/см^3 (Starosyla, Yuryshynets, 2023); у 2022 році — 3,9–14,9 (в середньому 8,1 ± 4,0) млн. кл/см^3; у 2023 році — 4,8–9,5 (в середньому 7,0 ± 1,9) млн. кл/см^3.

Влітку 2021 року вміст санітарно-показових бактерій у воді досліджених ділянок Київського водосховища був у межах 1,1–180,3 тис. КУО/100 см^3 (Starosyla, Yuryshynets, 2023). У всіх досліджених зразках води були відсутні *Pseudomonas aeruginosa* та *Proteus mirabilis*. Найбільше різноманіття представників потенційно патогенних мікроорганізмів та їхню кількість спостерігали на пригреблевій ділянці Київського водосховища. Кількість коліформних бактерій у складі санітарно–показових мікроорганізмів становила від 1,1 до 12,9 тис. КУО/100 см^3. На ділянках водосховища біля населених пунктів фіксували перевищення за санітарно-мікробіологічними нормами чисельності *Escherichia coli*. Відповідно, колі-індекси становили 9000–59500, кількість кишкової палички перевищувала умовну норму у 1,8–11,9 разів. Також на цих ділянках відзначали значну кількість *Staphylococcus* spp. (0–167,4 тис. КУО/100см^3). Вміст цієї групи бактерій у воді хоч і не нормується законодавством, але вона містить патогенних та умовно-патогенних представників, які супроводжують харчове отруєння, інфекції шкіри і слизових оболонок, інші захворювання людей (Медична мікробіологія…, 2021).

У цей період (2021 р.) кількість санітарно-показових бактерій у воді досліджених ділянок Канівського водосховища складала 18,3–46,8 тис. КУО/100 см^3 (Starosyla, Yuryshynets, 2023). Найбільша кількість умовно-патогенних бактерій на верхній ділянці Канівського водосховища була відзначена для затоки Оболонь. У всіх вивчених зразках з водосховища фіксували перевищення чисельності *E. coli* за санітарно-мікробіологічними нормами у 1,0–16,0 разів, а колі-індекси складали від 5000 до 80000. Також на досліджених ділянках реєстрували значну (2,4–24,7 тис. КУО/100 см^3) кількість коліформних бактерій, які можуть вказувати на нещодавнє фекальне забруднення води. Кількість *Enterococcus faecalis* у воді водосховища перевищувала норму у 1,5–111,0 (в середньому у 46,0) рази. Найвищі величини цього показника відмічали також у затоці Оболонь.

У літньо-осінній сезон 2022 року, який характеризувався нестабільною роботою Київської ГЕС, у воді досліджених ділянок Канівського водосховища чисельність умовно-патогенних бактерій була у межах 5,5–54,2 тис. КУО/см^3. У вивчених зразках була відсутня *Salmonella serotype Typhimurium*. Найбільший вміст умовно-патогенних бактерій відзначали влітку для затоки Собаче Гирло. Кількість коліформних бактерій у складі санітарно–показових мікроорганізмів складала 0–5,1 тис. КУО/100 см^3. Чисельність *E. faecalis* коливалася від 4,3 до 46,0 тис. КУО/100 см^3, що в середньому перевищувало норму у 38 разів. Також на досліджених ділянках відзначали значний (0–5,8 тис. КУО/100см^3) вміст *Staphylococcus* spp.

Восени 2022 року у період спрацювання Київського водосховища, під час стрімкого підняття рівня на верхній ділянці Канівського водосховища, у воді були відсутні бактерії роду *Salmonella*, вміст *E. coli* майже не перевищував (колі-індекс 1500-6500), а чисельність *E. faecalis* — перевищувала в середньому у 16 разів допустимі умовні норми. У період зниження рівня води після повені у зразках були відсутні, або малочисельні *Salmonella* spp., *Staphylococcus* spp. та *E. coli*. Натомість кількість *E. faecalis* збільшилася вдвічі і складала 6,2–26,3 тис. КУО/100 см^3, порівняно з попереднім періодом

затоплення. Забруднення цими мікроорганізмами могло відбутися внаслідок змиву з прилеглої території.

У аномально спекотний і мало дощовий літньо–осінній сезон 2023 року під час продовження нестабільної роботи каскаду водосховищ чисельність потенційно-патогенних бактерій у воді Канівського водосховища в межах м. Києва була від 0,5–12,5 тис. КУО/100 см^3. У всіх досліджених зразках, як і у попередні рік, була відсутня *S. serotype Typhimurium*. За санітарно-мікробіологічними нормами фіксували перевищення чисельності: для *E. coli* в середньому у 2,3 рази (колі-індекс становив 1000–36400), для *E. faecalis* — в середньому у 4,5 рази (0–4,6 тис. КУО/100 см^3), для *Salmonella* spp. — в середньому у 130 разів. Вміст бактерій роду *Staphylococcus* коливався у межах 0–0,2 тис. КУО/100 см^3.

Таким чином, аналіз результатів дослідження свідчить, що в умовах просторових порушень водного середовища, які формуються за нестабільного рівневого режиму водосховищ зростає частота явищ з присутністю високого вмісту органічних речовин (евтрофування) у воді Канівського водосховища в межах м. Києва, зниження вмісту розчиненого кисню, які супроводжуються чисельним розвитком бактеріопланктону та у деяких випадках — різних груп умовно-патогенних бактерій.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Медична мікробіологія, вірусологія та імунологія; за ред. В.П. Широбокова. Вінниця: Нова Книга, 2021. 920 с.

Afanasyev S.O. (2023) Impact of War on Hydroecosystems of Ukraine: Conclusion of the First Year of the Full-Scale Invasion of Russia (a Review). Hydrobiological Journal, 59 (N 4), 3-16.

Directive 2006/7/EC of the European Parliament and of the Council of 15 February 2006 concerning the management of bathing water quality and repealing Directive 76/160/EEC https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex%3A32006L0007

Starosyla Ye.V. (2021) Conditionally pathogenic and pathogenic microorganisms in hydroecosystems and their role in water quality assessment (a review). Hydrobiological Journal, 57 (N 4), 27-35.

Starosyla Ye.V., Yuryshynets V.I. (2023). Bacterioplankton and bacteriobenthos as ecological indicators of the reservoirs' ecology-sanitary state and the safety of water use. Hydrobiological Journal, 59 (6), 58–70.

УДК 639.2:341.3.018. (282.247.322.171)

МАТВІЄНКО Н. М[1,2]., БУЗЕВИЧ І.Ю[1]., ГОРБОНОС В.М[1]., КУЧЕРУК А.І[1].

[1]Інститут рибного господарства НААН, вул. Обухівська, 135, м. Київ-164, Україна, 03164.

[2]Центр дослідження природи, вул Академіос, 2. м. Вільнюс, Литва , 08412

РИБОПРОМИСЛОВЕ ВИКОРИСТАННЯ ДНІПРОВСЬКО-БУЗЬКОЇ ЕСТУАРНОЇ СИСТЕМИ В КОНТЕКСТІ ВПЛИВУ ВІЙСЬКОВИХ ДІЙ

Дніпровсько-Бузька естуарна система (ДБЕС) включає в себе пониззя рік Дніпро та Південний Буг, а також Дніпровський та Бузький лимани. Рибогосподарське використання даної акваторії здійснювалось за такими основними напрямками: промисловий вилов водних біоресурсів та зариблення молоддю цінних у господарському

відношенні видів риб. Останній напрямок в основному реалізовувався в пониззях р. Дніпро, де розташовані рибовідтворювальні підприємства, середньорічний обсяг зариблення пониззів Південного Бугу в період 2016-2021 рр. склав 0,54 млн. екз. цьоголіток товстолобів (білого, строкатого та гібриду) та коропа масою 25 г. В результаті було сформовано промислове стадо

В період 2016-2021 рр. іхтіокомплекс Дніпровсько-Бузької естуарної системи характеризувався певною стабільністю, загальна спрямованість сукцесійних процесів реалізовувалась у напрямку збільшення питомої чисельності короткоциклових видів (тюлька, представники родини бичкових) та еврібіонтних видів з високою пластичністю по відношенню до умов нересту (сріблястий карась). На частку цих категорій припадало до 85 % загального улову водних біоресурсів, при цьому середньорічний вилов частикових риб змінювався в невеликих межах – у 1991-2000 рр. він склав 0,91 тис. т, у 2016-18 рр. – 1,03 тис. т., у 2019-21 рр. – 0,97 тис. т. Загальний вилов водних біоресурсів в ДБЕС в останні 10 років коливався в межах від 2,0 тис. т (2016 р.) до 4,2 тис. т (2018 р.), в середньому за період 2017-21 рр. склавши 3,2 тис. т. При цьому на частку пониззів р. Південний Буг та Бузького лиману припадало в середньому 69,2 % загального вилову водних біоресурсів, в окремі роки цей показник досягав 83,8 %, тобто Миколаївській рибопромисловий район був основним локалітетом добування водних біоресурсів в ДБЕС. Всього на промислі р. Південний Буг та Бузькому лимані в період 2019-21 рр. щорічно було задіяно 20-23 суб'єктів господарської діяльності, станом на початок 2022 р. право на здійснення рибодобувного промислу отримали 15 користувачів Миколаївської області.

Структура промислових уловів в р. Південний Буг в період 2019-21 рр. характеризувалась стабільністю домінантного комплексу – основу уловів складали тюлька (83,9±5,5 % загального вилову), карась сріблястий (83,9±3,4 %) та лящ (2,4±0,7 %). Інші види в формуванні промислової рибопродуктивності суттєвої ролі не відігравали, їх частка у уловах не перевищувала 1 %. Середній щорічний вилов по Миколаївському рибопромисловому району в цей період склав 2,3 тис. т, з коливаннями в межах 1,9…3,2 тис. т.

Повномасштабна збройна агресія призвела до припинення рибопромислової діяльності в Дніпровсько-Бузькій естуарній системі на початку 2022 р. з подальшим її частковим відновленням у другому півріччі 2022 р. в пониззях р. Південний Буг. Всього у 2022 р. було виловлено 0,14 тис. т водних біоресурсів, що складало 4,4 % від середньорічного вилову 2019-21 рр. Зниження уловів відмічалось для всіх видів, причому його кількісні показники були приблизно однаковими – 90-95 % від рівня 2019-21 рр., за виключенням пузанка, вилов якого знизився на 75,8 % від середньобагаторічного рівня та тюльки, вилов якої знизився на 99,4 %. На наш погляд це пов'язане з тим, що промисел пузанка був орієнтований на річкові ділянки, тоді як основні улови тюльки забезпечувались на рахунок лиману, який у 2022 р. був закритий для промислу.

У 2023 р. промисловий лов також здійснювався виключно в межах річкової акваторії. Всього працювало 10 користувачів, загальний вилов водних біоресурсів склав 0,33 тис. т. Основне зростання уловів (67,1 % від загального) у порівнянні з 2022 р. забезпечувалось за рахунок тюльки, достовірне збільшення уловів відмічено для судака, ляща та тарані. Проте вилов основних видів у 2023 р. коливався в межах 15,6 % (карась сріблястий) – 34,9 % (тараня) від рівня 2019-21 рр., для тюльки цей показник склав 7,2 %, тобто відновлення промислової рибопродуктивності потужності р. Південний Буг протягом 2023 р. не відбулось. Значною мірою це пов'язане з невисоким рівнем задіяного

промислового зусилля - за даними аналізу розмірно-вікової структури основних промислових видів риб (лящ, карась сріблястий, судак та тараня), промислова смертність у 2022 р. склала F=0,06…0,08 проти F=0,20…0,28 у 2019-21 рр. У 2023 р. промислова смертність зазначених видів (крім сріблястого карася) зросла до F=0,11…0,13, що, проте вдвічі менше оптимуму для середньоциклових видів. Вплив інших зовнішніх чинників на величину промислового запасу іхтіофауни може бути простежений за показником природної смертності, який у 2023 р. збільшився до M=0,30…0,34 проти M=0,23…0,26, проте певною мірою це збільшення може бути зумовлено зменшенням промислової смертності.

Враховуючи наявний масив актуальних даних щодо стану промислового іхітоценозу пониззів р. Південний Буг, для кількісної оцінки втрат рибного господарства нами використані лише прямі збитки, які визначались як різниця між середньорічними промисловими уловами 2019-21 рр. та фактичними уловами у 2022 р. та 2023 р. Вартість риби-сирця прийнята за середніми ринковими цінами регіону станом на середину 2022 р.

Розрахунки показують, що втрати рибного господарства р. Південний Буг та Бузького лиману внаслідок початку повномасштабних військових дій у 2022 р. та пов'язаною з цим неможливість здійснення повноцінного промислу склав 49,9 млн. грн, у 2023 р. – 43,0 млн. грн. Слід також враховувати встановлені з початком війни обмеження любительського рибальства та інших видів рекреаційного використання, тобто станом на початок 2024 р. отримання екосистемних послуг від Дніпровсько-Бузької гирлової системи практично повністю заблоковано. Ці дослідження проводяться в рамках проекту Програми НАТО «Наука заради миру і безпеки» «Створення стратегії для оцінки та відновлення водних екосистем, що постраждали від війни» (SPS MYP G6085) (2023-2025).

УДК 502.3+355.1
І.В. ШУМИГАЙ, П.М. ДУШКО
Інститут агроекології і природокористування НААН
вул. Метрологічна, 12; м. Київ, 03143; Україна

НАСЛІДКИ ВІЙСЬКОВИХ ДІЙ ДЛЯ ВОДНИХ РЕСУРСІВ

Світ стоїть на порозі водної драми. Наразі близько 2 млрд. людей у світі позбавлені доступу до безпечної питної води. Більшість із них живе в уразливих регіонах світу, де часто відбуваються конфлікти як громадянські, так і військові. В умовах сучасних збройних конфліктів та військових операцій водні ресурси дедалі частіше стають мішенями нападів або самі використовуються як засоби ведення війни (Шумигай І.В., 2023; Зелінський С.Е., 2022).

Війна, яку Росія розпочала в 2014 р. спалахнула з новою силою у лютому 2022 р. Російські окупанти вдерлися на територію України і не тільки руйнують життя українців, їх домівки та інфраструктуру, але й нищать довкілля.

Враховуючи обмеженість та нерівномірність розподілу водних ресурсів, водне питання все частіше стає детермінантною конфліктогенності. Згідно з експертними оцінками вже до 2030 р. глобальний попит на прісну воду перевищить її постачання на 40%, а до 2050 р. попит на воду зросте на 20–25%, що свідчить про загострення водної кризи та збільшення кількості водних конфліктів як між країнами, так і між містами, селами та різними галузями економіки (Lavile S., 2023).

Протягом усієї своєї історії людство зіткнулося з великою кількістю водних конфліктів. Так, упродовж 2000–2023 рр. зафіксовано 1385 випадків різних водних конфліктів у світі, що становить 85% всіх водних конфліктів, внесених у міжнародну базу даних. Найбільш насиченими видалися останні роки, зокрема протягом 2020–2023 рр. задокументовано 543 водні конфлікти, серед яких найбільше спостерігалося в країнах Західної Азії (156), Африки (137) та Південної Азії (97). За вказаний період серед країн Європи Україна була найгарячішою точкою, оскільки тут зафіксовано 60 водних інцидентів (87% конфліктів, що сталися в країнах Європи), що спричинено російською збройною агресією.

Наразі у низці сучасних збройних конфліктів зростає тенденція щодо використання водних ресурсів та інфраструктури як цілей нападів або засобів ведення війни. Враховуючи високу вразливість водних ресурсів та об'єктів водної інфраструктури від воєнних дій, розглянемо їх наслідки в країні (Дідковська Л.І., 2024).

Не зважаючи на те, чи вода використовується як «тигер, зброя» чи є «жертвою» – водні ресурси страждають від негативного впливу на їх об'єкти. Наслідки та ризики від військових дій для водних ресурсів носять як прямий так і опосередкований вплив. Вони зумовлюють негативний вплив як на людину, так і на водні екосистеми цілому.

Руйнації внаслідок воєнних дій у комплексі зі змінами клімату та іншими видами антропогенної діяльності спричиняють негативний синергетичний ефект, який у віддаленій перспективі матиме глобальні наслідки. Людство (цивілізація) несе відповідальність за долю планети, а тому воно повинне виробити і запровадити дієві механізми протидії цим небезпечним процесам. Сьогодні вже назріла необхідність змінення геополітичної та геоекологічної парадигми (Дідух Я.П., 2023).

Які б аспекти воєнних дій ми не розглядали, всі вони негативно впливають на навколишнє середовище, зокрема на водні ресурси. Так, у 2022 р. останні стали ще одним із приводів для удару російської армії по Херсонщині.

Загалом, Каховське водосховище виконує багато функцій, наприклад, водозабезпечення питною водою значної частини південних областей України, захист території від повеней. Воно також надзвичайно важливе для постачання води в іригаційну систему – одну з найбільших систем у Європі, із загальною протяжністю всіх каналів близько 1600 км. Окрім цього, за Каховського водосховища знаходиться Запорізька атомна електростанція, зниження рівнів води якої може нести ядерну загрозу.

У зв'язку з російсько-українською війною, руйнація греблі Каховського водосховища, що сталася вранці 6 червня 2023 р. одна з найбільших техногенних катастроф за весь час незалежності України. Дана ситуація спричинила масштабну повінь, яка завдала величезної шкоди населенню та сільськогосподарським угіддям по всьому регіону (Шумигай І.В., 2023).

У результаті пошкодження інфраструктури водопостачання близько 1,4 мільйонів людей України наразі не мають доступу до якісної води, і ще 4,6 мільйони мають лише обмежений доступ до води. Прикладом цього є пошкодження артилерійськими обстрілами системи водопостачання з річки Дніпро до міста Миколаєва, внаслідок чого доступ до питної води був закритим на три тижні, а потреби у воді задовольнялись за рахунок сусідніх регіонів. Так, з 1 червня в Україні почався посилений епідеміологічний нагляд за випадками із симптомами холери.

Також серйозні негативні наслідки невпинно виникають у результаті використання зброї, яка може привести до гострих та довгострокових наслідків для навколишнього середовища. Прямі ризики для здоров'я населення пов'язані із впливом небезпечних речовин, які містяться у боєприпасах та виділяють токсичні речовини у

ґрунт і впливають на якість поверхневих і підземних вод. Такі ризики пов'язані із важкими металами і такими енергетичними сполуками як тринітротолуол, гексоген, а також ракетним паливом ракет (PAX, 2022).

Отже, екологічні наслідки війни, яку розв'язала росія в Україні відчуватиме ще не одне покоління, і не лише на територіях, які зазнали безпосереднього впливу воєнних дій, та і не лише в Україні. Тому, безумовно, держава-агресор має бути притягнена до відповідальності за завдану шкоду.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Дідковська Л.І. (2024). Водні конфлікти та чинники їх пом'якшення. *Вода для миру*: Міжнар. наук.-практ. конф., присвячена Всесвітньому дню водних ресурсів. Київ, 2024 (21 березня). С. 161–165.

Дідух, Я.П. (2023). Про наукові засади розроблення методики оцінювання збитків, завданих воєнними діями природним екосистемам. *Вісник НАН України*, 12, 87–96. DOI: https://doi.org/10.15407/visn2023.12.087.

Зелінський, С.Е. (2022). Водопостачання та водна безпека у контексті російської агресії. Кропивницький, 44 с.

Шумигай І.В. (2023). Використання та наслідки водних ресурсів як зброї. *Екологічна і біологічна безпека в умовах війни*: реалії України: зб. матеріалів наук.-практ. конф. Київ, 2023 (19-20 липня). С. 107–110. URL: https://www.agroeco.org.ua/wp-content/uploads/Publications/zbirnyky_conferentsii/Zbirnyk%20lipen%20warm.pdf

Шумигай І.В. (2023). Водний конфлікт у країні в умовах російської агресії. *Продовольча та екологічна безпека в умовах війни та повоєнної відбудови: виклики для України та світу:* матеріали Міжнар. наук.-практ. конф., присвяченої 125-річчю НУБіП. Київ, 2023 (21 травня). С. 599–602. URL: https://nubip.edu.ua/sites/default/files/u381/sekciya_2.pdf

Lavile, S. (2023). Extreme water stress faced by countries home to quarter of world population. URL: https://www.theguardian.com/environment/2023/aug/16/extreme-water-stress-faced-by-countries-home-to-quarter-of-world-population

PAX (2022). Environment and Conflict Alert Ukraine: A first glimpse of the toxic toll of Russia's invasion of Ukraine. URL: https://paxforpeace.nl/news/overview/environment-and-conflict-alert-ukraine-a-first-glimpse-of-the-toxic-toll-of-russias-invasion-of-ukraine

СЕКЦІЯ V: МОНІТОРИНГ ТА МЕТОДИ ОЦІНКИ СТАНУ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ У КОНТЕКСТІ ЗМІН ЗАКОНОДАВСТВА ТА НОРМАТИВНОЇ БАЗИ УКРАЇНИ

УДК 574.52:504.4:581.526.4
М.С. ПОГОРЄЛОВА
Інститут гідробіології НАН України,
проспект Володимира Івасюка, 12, Київ 04210, Україна

ВИКОРИСТАННЯ ЄВРОПЕЙСЬКИХ МАКРОФІТНИХ ІНДЕКСІВ ДЛЯ ОЦІНКИ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ РІЧОК УКРАЇНИ: ПОТЕНЦІАЛ ТА ОБМЕЖЕННЯ

Водна рамкова Директива передбачає оцінку екологічного стану водних об’єктів з використанням біологічних елементів, які в них живуть, зокрема це макробезхребетні, іхтіофауна, фітопланктон, фітобентос та макрофіти. Методи, які використовуються для визначення цієї оцінки повинні включати видовий склад та чисельність біологічних елементів. Тому, оскільки видовий склад може мати суттєві відмінності в різних типах вод, створюються числові методи обрахунку, які спрямовані на визначення середнього показника з усіх описаних видів і зазвичай мають в своїй назві слово індекс. Для макрофітів кожному виду, який знайдений на території дослідження присвоюється або індикаційне значення, розраховане на основі кореляції місцезростання видів з певною концентрацією речовин (зазвичай це фосфор та нітроген) або певна категорія, яка корелює з типом вод, в якій вид був знайдений. Ці значення потім використовуються в формулі, де сумуються показники всіх видів, що зростали на території досліджень та виводиться певне середнє значення, яке після порівняння з референсним для даного типу вод дає інформацію про те, який саме екологічний стан на даній території. Такі індекси розроблені, наприклад, у Великобританії, Німеччині, Франції, Словенії, Польщі, Австрії, однак авторами вказано, що отримані індикаторні значення можуть відрізнятися в різних типах вод, адже було помічено, що види в залежності від геохімічних або хімічних показників можуть по різному відноситися до органічного забруднення, яке вимірюється зазвичай концентрацією фосфора та азоту. Тому при використанні цих індексів на території України необхідно проаналізувати наскільки їх видовий склад співвідноситься з тим, що зростає в Україні і потім визначити які саме індекси краще використовувати для яких типів вод.

Для аналізу макрофітів нами були обрані шість індексів, що використовуються для цієї мети в країнах Європейського союзу: Macrophyte Biological Index for Rivers (IBMR), Macrophyte Index for Rivers (MIR), Mean Trophic Rank (MTR), Reference Index(RI), River Macrophyte Index (RMI), Trophic Index with Macrophytes (TIM).

Для розрахунку усіх індексів використовуються судинні рослини: покритонасінні, папороті, плауноподібні, хвощеподібні, харові водорості. Мохоподібні та печіночники не використовуються тільки при розрахунку індексу TIM. Водорості, окрім харових, розглядаються також в усіх окрім TIM, однак зазвичай до рангу роду, лише для деяких важливо визначення до виду. Важливо, що для розрахунку можуть використовують лише ті види, які перебували безпосередньо у воді на момент обстеження, для деяких індексів важливо чи рослина була повністю занурена чи частково виринала з води. Для порівняння видового складу макрофітів що зростають на території України та індикаційних видів обраних індексів були використані лише ті

індикатори, які визначалися до рівня виду (ті, які визначалися до роду а також гібриди враховані не були).

Нами встановлено, що з 178 видів французького індексу IBMR (Grasmuck, 1995; Haury et al, 2006) 102 зростають в Україні, що складає всього 57.3%. Однак при цьому в ньому присутні більшість покритонасінних рослин, які складають основу угруповань макрофітів у низинних річках, відсутні переважно бріофіти та водорості, угруповання яких переважають в швидкотекучих гірських річках, тож індекс рекомендовано використовувати для великих і середніх низинних річок (в малих річках покритонасінні макрофіти також зазвичай відсутні, тому потрібно орієнтуватися на кількість індикаторних видів на ділянці).

З 139 видів польського індексу MIR (Szoszkiewicz,2019) в України зростає 102 види, що складає 72.6%. Цей індекс підходить для використання в гірських, середніх та малих річках, але для великих річок, де переважає *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud., його застосовувати недоцільно, оскільки цей вид не включено як індикатор.

Для індексу MTR (Holmes et al., 1999) розраховані індикаційні значення для 124 видів, з яких тільки 69 зустрічаються в України, що складає 55.6%. Через відсутність види, які складають основу макрофітних угруповань в річках України цей індекс менш ефективний для українських річок. Індекс розроблений для Великобританії, яка знаходиться в атлантичному біогеографічному регіоні, тоді як Україна розташовано переважно в континентальному і частково в середземноморському, що обумовлює суттєву різницю у видовому складі.

В індексі RMI (Kuhar et al., 2011) використовуються 59 індикаторних видів, з яких 46 зустрічаються в Україні, що складає 77.9%. Оскільки тут представлені основні домінанти низинних річок України, цей індекс можна використовувати для оцінки їх екологічного стану.

Німецько-австрійський індекс RI (Meilinger et al., 2005) включає 191 вид, з яких 94 зростають в Україні (49.2%). Відсутні домінантів та видів, які часто зустрічаються у водотоках України робить його менш ефективним, однак спільність видового складу бріофітів та харових водоростей, дає можливість використовувати даний індекс для розрахунку екологічного стану оліготрофних річок (переважно гірських).

Німецький індекс TIM (Schneider S., Melzer A., 2003) включає 49 індикаторних видів, 45 з яких присутні в Україні (91.8%), але через відсутність видів, що складають основу макрофітних угруповань річок України, індекс не рекомендований для використання.

Таким чином, з досліджених шести індексів рекомендовані для використання в низинних річках України три (IBMR,MIR,RMI) а для швидкотекучих гірських річок – два (IBMR,RI). Подальші дослідження мають бути спрямовані на ефективність використання індексів за різних топографічних, геохімічних та гідрохімічних умов на території України для підбору оптимальних методів для різних типів вод.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Fabris, M., Schneider, S., & Melzer, A. (2009). Macrophyte-based bioindication in rivers – A comparative evaluation of the reference index (RI) and the trophic index of macrophytes (TIM). Limnologica, 39(1), 40–55.

Grasmuck, N., Haury, J., Leglize, L., & Muller, S. (1995). Assessment of the bio-indicator capacity of aquatic macrophytes using multivariate analysis. Hydrobiologia, 300-301(1), 115–122.

Haury, J., Peltre, M.-C., Trémolières, M., Barbe, J., Thiébaut, G., Bernez, I., Daniel, H., Chatenet, P., Haan-Archipof, G., Muller, S., Dutartre, A., Laplace-Treyture, C., Cazaubon, A., & Lambert-Servien, E. (2006). A new method to assess water trophy and organic pollution – the Macrophyte Biological Index for Rivers (IBMR): Its application to different types of rivers and pollution. Hydrobiologia, 570(1), 153–158.

Holmes N.T.H., Newman J.R., Dawson F.H., Chadd S., Rouen K.J., Sharp L. Mean Trophic Rank: a user's manual. R&D Technical Report. Environment Agency, Bristol (1999)

Kuhar, U., Germ, M., Gaberščik, A., & Urbanič, G. (2011). Development of a River Macrophyte Index (RMI) for assessing river ecological status. Limnologica, 41(3), 235–243.

Meilinger, P., Schneider, S., & Melzer, A. (2005). The Reference Index Method for the Macrophyte-Based Assessment of Rivers – a Contribution to the Implementation of the European Water Framework Directive in Germany. International Review of Hydrobiology, 90, 322–342.

Schneider, S., & Melzer, A. (2003). The Trophic Index of Macrophytes (TIM)– a New Tool for Indicating the Trophic State of Running Waters. International Review of Hydrobiology, 88(1), 49–67.

Szoszkiewicz, K., Jusik, S., Pietruczuk, K., & Gebler, D. (2019). The Macrophyte Index for Rivers (MIR) as an Advantageous Approach to Running Water Assessment in Local Geographical Conditions. Water, 12(1), 108.

UDC 502.51(282):556.044](477.51)

A.O. ZHYDENKO, V.V. PAPERNYK
T.H. Shevchenko National University «Chernihiv Colehium»,
Getmana Polubotka st, 53, Chernihiv 14013, Ukraine

MONITORING OF THE DESNA RIVER WITHIN CHERNIGIV REGION

The problem of rational use of fresh water, in particular surface water, is extremely relevant for Ukraine. The main causes of surface water pollution in Ukraine include: discharge of untreated and insufficiently treated municipal and industrial wastewater directly into water bodies and through the city sewage system; entry of pollutants into water bodies in the process of surface water runoff from built-up areas and agricultural land; erosion of soils in the water intake area. The consequence of this is the deterioration of the quality of surface water and hydrochemical indicators of rivers in particular. The introduction of new agricultural crop production technologies is associated with the widespread use of pesticides and mineral fertilizers. The consequence of this is an increase in the flow of biogenic elements into water bodies, as well as accompanying heavy metals and pesticide degradation residues. The full-scale invasion of Ukraine and military operations had a significant negative impact on water quality, so monitoring the state of the region's rivers, in particular the Desna River, is an urgent issue.

Monitoring of the Desna River is a complex system of observations of qualitative and quantitative chemical indicators of water, biological components (plants, animals, microorganisms) of the environment, which allow to assess changes in the state of these objects and the processes occurring in them under the influence of anthropogenic activity.

The purpose of the work: to analyse the dynamics of fluctuations of individual hydrochemical parameters of the Desna River in the Chernihiv region.

According to the Water Code of Ukraine, the Desna belongs to the large rivers. Within the territory of Ukraine, the Desna basin covers an area of 34.2 thousand km2 (Chernihiv region

- 71.0%, Sumy region - 26.6%, and Kyiv region - 2.4%), with an area of the water intake basin of 88.9 thousand km2. On the territory of the region, the length of the Desna River is 534 km, within the borders of Ukraine it is 575 km (Report, 2022). About 22% of the surface runoff of the Dnipro River and about 15% of the runoff of all rivers of Ukraine is formed in the Desna basin. The Desna River is one of the few rivers in Ukraine that has a high natural intensity of channel reshaping. Due to meandering (winding of the riverbed) and water erosion, there is constant erosion and destruction of the river banks, which causes the threat of the destruction of residential and commercial objects on the territory of settlements, agricultural lands, transport communications. In some sections of the river, there is a tendency to break through meanders, as a result of which the natural straightening of the channel may occur, which is accompanied by the loss of valuable coastal lands (Passport, 2022).

Numerous studies of the hydrochemical indicators of the Desna River and its tributaries (Snov, Sudost, Seim, Oster, Stryzhen, Bilous) from 2012 to 2022 showed (Kryvopysha, 2016; Papernyk, 2017; Zhydenko, 2019) that the main and permanent water pollutants are metals, in particular total iron and manganese, the concentration of which constantly exceeded the threshold limit value (TLV) of ecological and fishery standards. In addition, some indicators of water quality in the fence section above the city of Chernihiv significantly change in the negative direction, in comparison with the data obtained in the section of the fence below the city of Chernihiv. This indicates the pollution of the Desna River due to the water of its tributaries Bilous and Stryzhen (Kryvopysha, 2016; Zhydenko, 2019; Papernyk, 2022).

Since 2019, European approaches to water monitoring have been introduced in Ukraine in accordance with the requirements of the Water Framework Directive. Resolution No. 758 of the Cabinet of Ministers of Ukraine dated September 19, 2018 approved the new Procedure for state water monitoring. In accordance with the updated orders of the Ministry of Environment dated January 9, 2024 No. 37 "On approval of the State Water Monitoring Program", State Water Agency dated January 12, 2024 No. 7 "On the implementation of the Procedure for State Water Monitoring", BMWR (basin management of water resources) of Desniansk district in 2024 is implementing state water monitoring programs in the part of diagnostic and operational monitoring of MSW (masses of surface water) of the Dnipro River basin, the Upper Dnipro subbasins and the Desna River (desna-buvr.gov.ua, 2024).

For February 2024, the analysis of the hydrochemical indicators of the Desna River (within the city limits in the reaches above and below the discharge) showed the following: the content of dissolved oxygen at the level of 7.2-6.8 mgO_2/dm^3, the increased content of total iron 0.46-0.50 mg/dm^3 (with a norm of 0.3 mg/dm3 (to meet the drinking, household and other needs of the population), and 0.1 mg/dm^3 (environmental and fishery standards)). Also, in February 2024, manganese was detected in the surface waters of Desna in the range from 0.04 mg/dm^3 to 0.10 mg/dm^3 (at the norm of 0.1 mg/dm^3 (to meet the drinking, household and other needs of the population) and 0.01 mg/dm^3 (environmental and fishery standards)). This means that for the first standard, the manganese content is on the limit, but for the second standard, it is 4-10 times higher. The content of other pollutants that were determined did not exceed the value of the maximum permissible concentrations. In other bodies of surface water of the Desna River within the city limits (above outlet No. 1, the entrance to the drainage channel, and below the discharge channel of the "Teplokomunenergo" company), the following data were obtained: dissolved oxygen content at the level of 5.60-5.81-5,70 mgO_2/dm^3 and increased total iron content of 0.472-0.481-0.477 mg/dm^3, according to the structures. The explanation why rapid oxidation of Fe (II) to Fe (III) does not occur at a high oxygen content in water is the presence of humic substances (HS), primarily fulvic acids (Zhezherya, 2022). Surface, soil and drainage waters of Chernihiv and Novgorod-Siversky Polyssia contain an increased concentration of

these natural organic acids. These waters belong to the humid zone, the main source of which are the soils and peat bogs of marshy and forested areas. Due to the increased amount of HS in the water, especially against the background of the elevated air temperature, a sharp increase in the amount of manganese in the water can occur against the background of the increased oxygen regime (Passport, 2022). In July 2024, an exceedance of the TLV of ecological and fisheries standards was recorded for manganese in the range from 0.050 mg/dm3 to 0.10 mg/dm^3, total iron in the range from 0.02 mg/dm^3 to 0.21 mg/dm^3, BSK5 12 .06 mgO_2/dm^3 (norm - 3 mgO_2/dm^3), COD (chemical oxygen demand) 34.0 mgO_2/dm^3 (norm - 30 mgO_2/dm^3). In other bodies of surface water of the Desna River within the city limits (above discharge No. 1, the entrance to the drainage channel and below the discharge channel of the enterprise) the following was obtained: the content of dissolved oxygen at the level of 7.04-7.08-7.03 mgO_2/dm^3 and exceeding the total iron content of 0.323-0.328-0.320 mg/dm^3. In addition, an excess of BOD_5 (biological oxygen demand) at the level of 3.69-3.65 mgO_2/dm^3 was recorded in the structures above outlet No. 1 and the entrance to the drainage channel.

Thus, in summer, when the air and water temperature of the Desna River increases (with a sufficient amount of oxygen), the following is recorded: an excess of manganese and iron content of total, biological and chemical oxygen consumption. A possible explanation for this is the indicators of these parameters, which were recorded at the observation point of the Stryzhen River (Chernihiv), as a tributary of the Desna River, which affected its hydrochemical indicators.

LIST OF REFERENCES

Environmental passport of the Chernihiv region for 2022 (2022). Chernihiv, 374 c. (in Ukrainian)

Kryvopysha V.V., Zhydenko A.O. (2016) Changes in the chemical composition of the water of the Desna, Stryzhen, Bilous rivers and their influence on the vital activity of fish. Materials of the IX International Ichthyological Scientific and Practical Conference. Odesa, 2016 (September 14-16). C. 141–144. (in Ukrainian)

Online resource: URL: https://desna-buvr.gov.ua/diialnist/upravlinnya-vodnymy-resursamy/monitoryng-poverhnevyh-vod/ (in Ukrainian)

Papernik V. Zhydenko A. (2017). Hydrochemical indexes of medium rivers, the tributaries of the river Desna under conditions of heavy metal pollution. Natural resources of border areas under a changing climate: Collective Monography. Slupsk: Pomorska academia. P. 163-170. (in Ukrainian)

Papernik V.V., Zhydenko A.O. (2022). Dynamics of hydrochemical indicators of the Desna River and its tributary Stryzhen. Materials of the 3rd All-Ukrainian Correspondence Scientific Conference "Educational and Scientific Dimensions of Natural Sciences" in Sumy, 2022 (November the 9th), C. 47-48. (in Ukrainian)

Report on the state of the natural environment in the Chernihiv region for 2022. (2022). Department of Ecology and Natural Resources of the Chernihiv Regional State Administration. Chernihiv. 246c. (in Ukrainian)

Zhezherya V.A., Linnik P.M. (2022). Peculiarities of the dynamics of individual elements of the hydrochemical regime of small reservoirs in an urbanized area: coexisting forms of metals. Hydrobiol. journal). 58. №3. C. 97-119. (in Ukrainian)

Zhydenko A.O., Papernik V.V. (2019) Monitoring of aquatic ecosystems in the context of changes in the regulatory framework of Ukraine on the example of Chernihiv region. VIII congress of the Hydroecological Society of Ukraine "Prospects of hydroecological research in the context of environmental problems and social challenges", dedicated to the 110th

anniversary of the founding of the Dnipro Biological Station, November 6–8, 2019) С. 321-323. (in Ukrainian)

УДК 574.64:574.592
І.М. КОНОВЕЦЬ, В.І. ЮРИШИНЕЦЬ, Л.С. КІПНІС, М.Т. ГОНЧАРОВА, Т.О.ЛЕОНТЬЄВА.
Інститут гідробіології НАН України,
проспект Володимира Івасюка, 12, Київ 04210, Україна

СУЧАСНІ МЕТОДИЧНІ ПІДХОДИ ДО ОЦІНКИ ТОКСИЧНОСТІ ТА ІДЕНТИФІКАЦІЇ КЛАСУ ЗАБРУДНЮЮЧИХ РЕЧОВИН, ЩО ПОТРАПЛЯЮТЬ У ВОДНІ ОБ'ЄКТИ ВНАСЛІДОК ВОЄННИХ ДІЙ

Дослідження виконано за підтримки Національного фонду наукових досліджень України — Проєкт 2023.04/0045 «Розробка уніфікованої тест-системи для оцінки токсичності та ідентифікації класу забруднюючих речовин, що потрапляють у водні об'єкти внаслідок воєнних дій».

В Україні нараховується понад 70 тис. річок та понад 20 тис. озер, які розташовані у дев'яти районах річкових басейнів. Загарбницька війна РФ проти України здійснює потужний та багатогранний вплив на водні ресурси та гідроекосистеми. Вже є багато свідчень про цілеспрямовані впливи воєнних дій на водні ресурси України, звітів міжнародних організацій, які розглядають наслідки цих впливів на інфраструктуру, водне господарство, якість води як ресурсу (Afanasyev, 2023).

Метою даної роботи був аналіз сучасних підходів щодо визначення класу забруднювачів, що спричиняють токсичність води і донних відкладів, за їх фізико-хімічними властивостями (фаза визначення), а також оцінка перспективи застосування цих підходів для виявлення чинників токсичності, пов'язаних з військовою активністю і воєнними діями.

Внаслідок військової активності, окрім частих випадків потрапляння у ґрунт та поверхневі води широкого спектру нафтопродуктів, також спостерігається надходження в навколишнє середовище значної кількості стійких хімічних сполук, які використовуються як військові вибухові речовини і боєприпаси, що може виступати небезпечним джерелом забруднення водних екосистем. Показано, що території, пов'язані з розташуванням військових об'єктів і проведенням воєнних (бойових) дій, потерпають від значного забруднення важкими металами (плюмбум, стибій, уран), а також органічними речовинами (динітротолуол, тринітротолуол, гексоген та інші) (Jergovic et al, 2010, Idzelis et al, 2006). Такі сполуки, як правило, не підлягають, або є стійкими до біологічного розкладання, довгий час залишаються біодоступними, становлячи ризик негативних наслідків для наземних та водних екосистем через їхню високу токсичність (Lima et al, 2011).

Оцінити комплексний вплив різноманітних забруднюючих речовин за рівнем токсичності дозволяє біотестування. Головні переваги цього підходу – простота та доступність прийомів їх постановки, висока чутливість тест-організмів до мінімальних концентрацій токсичних агентів, порівняно висока швидкість виконання, відсутність потреби у дорогих реактивах та устаткуванні. Інформативність біотестування може бути значно розширена і посилена за допомогою поєднання тестів на токсичність з виконанням певних процедур зі зразками води і донних відкладів, спрямованих на зниження біодоступності забруднювачів, що чинять токсичну дію. Виявилось, що цей

підхід може слугувати ефективним скринінговим методом при виявленні чинника токсичності у водному середовищі. Суть методу ідентифікації класу забруднюючих речовин води і донних відкладів (TIE, toxicity identification evaluation) полягає у реєстрації відповіді тест-організмів при проведенні послідовної серії фізико-хімічних маніпуляцій з токсичним середовищем, що дозволяє ідентифікувати чинник або чинники токсичної дії (EPA, 1991; EPA, 1993a; EPA, 1993b; EPA, 2007). Даний підхід прийнято підрозділяти на три фази: I – визначення фізико-хімічних властивостей чинника токсичності (Characterisation); II –аналітичне визначення чинника токсичності (Identification) та III – підтвердження того, що визначений чинник токсичності відповідає за всю виявлену негативну дію (Confirmation).

Перші розробки методів ідентифікації класу забруднюючих речовин були спрямовані на виявлення токсичних речовин у стічних водах, згодом увійшли у практику токсикологічних досліджень морських та прісноводних екосистем. Виконання фази I спрямоване на встановлення фізико-хімічних властивостей токсичних інгредієнтів за допомогою певних маніпуляцій з пробою води, що супроводжується супутніми тестами на токсичність. Ці тести виявляють зміни в токсичності проби, які можуть відбуватися через втрату чинника токсичності, або його перетворення у біологічно недоступну, або навпаки, більш доступну форму. До груп токсикантів, для яких активно розробляються такі підходи, належать (1) летючі речовини, такі як органічні розчинники (ксилол, бензол тощо), (2) токсиканти, пов'язані з завислими речовинами, які можуть споживатися організмами-фільтраторами (наприклад, пестициди та метали), (3) окислювачі, такі як хлор, (4) неполярні органічні речовини (наприклад, ПХБ і ПАУ), (5) двовалентні перехідні метали (наприклад, кадмій, мідь, свинець, нікель і цинк), і (6) речовини, токсичність яких залежить від pH (аміак, сірководень).

Як правило, для виявлення токсичності виконується початковий тест. В ньому встановлюється наявність негативної дії проби води на лабораторні тест-організми. У разі виявлення токсичності, проба води розділяється на декілька частин, з якими проводять певні маніпуляції, серед них: коригування pH, фільтрація, аерація, додавання ЕДТА, додавання натрію тіосульфату, твердофазна екстракція на смолах C_{18}, пропускання через спеціалізовані іонообмінні смоли тощо; в разі необхідності коригування pH може супроводжувати інші процедури. Після цього у кожному випадку проводять тести на токсичність, у тому числі повторюють базовий тест (без зміни нативного стану проби).

Коригування pH виконують з метою виявлення забруднювачів, на токсичність яких впливають зміни pH (речовини з кислотними та основними властивостями), що може призводити до зміни розчинності, полярності, леткості тощо. Від pH може залежати швидкість гідролізу деяких органічних забруднювачів. Зниження pH у більшості випадків призводить до підвищення розчинності металів і, таким чином, збільшенню токсичності проби. Коригування pH виконують зазвичай з подальшою фільтрацією (для виявлення токсичних речовин, пов'язаних з завісями/колоїдами) та/або аерацією (для усунення летких, легкорозчинних або легкоокислювані токсичних речовин). Тест з градуйованим pH в діапазоні 6–9 найбільш корисний для виявлення токсичності, пов'язаної з аміаком і сірководнем, де високий pH сприяє підвищенню токсичності аміаку ($NH_3 > NH_4^+$), тоді як низький pH змінює іонний баланс у напрямку підвищення концентрації токсичного сірководню ($H_2S > HS^-$).

Додавання EDTA (етилендіамінтетраоцтова кислота) виконують для виявлення токсичності, опосередкованої присутністю двовалентних металів (Me^{2+}), оскільки хелатування металів із застосуванням EDTA переводить розчинений метал у нетоксичну

форму шляхом утворення міцного комплексу метал-EDTA. Більшість позитивно заряджених іонів певною мірою взаємодіють з EDTA (тобто Al^{2+}, Ba^{2+}, Fe^{2+}, Mn^{2+}, Sr^{2+}, Cu^{2+}, Ni^{2+}, Pb^{2+}, Cd^{2+}, Co^{2+} і Zn^{2+}), але двовалентні перехідні метали Cd, Cu, Ni, Pb, Zn і Mn мають особливо високу спорідненість (Schubauer-Berigan *et al*, 1993).

Додавання натрію тіосульфату виконують для виявлення таких токсичних агентів, як хлор, діоксид хлору, моно- та дихлораміни, бром, йод, іони марганцю та деяких електрофільних органічних хімічних речовин. Тіосульфат використовують також як хелатуючий агент для деяких катіонних металів, оскільки він ефективний у зв'язуванні Cd^{2+}, Cu^{2+}, Ag^{2+}, і Hg^{2+}, з меншою спорідненістю до Ni^{2+}, Zn^{2+}, Pb^{2+} і Mn^{2+} (EPA, 2007).

Ідентифікація чинників токсичності цільних донних відкладів (ЦДВ, bulk sediment) є відносно новим підходом, який використав ідеї та методи, розроблені раніше для води та витяжок/екстрактів. Ідентифікацію перехідних металів, що знаходяться у розчиненому стані у ЦДВ і чинять токсичну дію, зазвичай проводять додаванням хелатуючих смол (наприклад SIR300®, Chelex 100®). Останні шляхом обміну протиіонів на імінодіоцтових функціональних групах ($R\text{-}CH_2\text{-}N(COOH)_2$) зв'язують катіони двовалентних металів, до яких мають більшу спорідненість (Cd, Cu, Zn, Pb, Ni). Для зв'язування арсенатів і хроматів використовують смоли ASM-10-HP® і SIR700® відповідно. Додавання активованого вугілля або вуглецевих адсорбуючих смол Ambersorb 563®, 572®, 1500® і Amberlite XAD4® знижує токсичність ЦДВ, які містять неполярні органічні сполуки з $\log K_{ow}$ 4–8, а також помірні концентрації поліхлорованих біфенілів та поліароматичних вуглеводнів. Додавання до ЦДВ розчину сірчистого натрію (Na_2S) є ефективним для зниження токсичності ЦДВ із високим вмістом кадмію, міді, плюмбуму та цинку.

Таким чином, сучасні підходи щодо ідентифікації забруднювачів, що спричиняють токсичність води і донних відкладів, пропонують широкий спектр методів, спрямованих на виявлення речовин різної хімічної природи і фізико-хімічних властивостей. Арсенал цих методів постійно доповнюється, а алгоритми їх поєднання вдосконалюються. Застосування таких підходів в практиці вітчизняних скринінгових досліджень може бути надзвичайно перспективним при виявленні чинника токсичності у водних об'єктах, що потерпають внаслідок воєнних дій.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Afanasyev S.O. (2023). Impact of war on hydroecosystems of Ukraine: Conclusion of the first year of the full-scale invasion of Russia (a review). *Hydrobiol. J.* Vol. 59, N 4. P. 3–16.

Idzelis R.L., Greiciute K., Paliulis D. (2006). Investigation and evaluation of surface water pollution with heavy metals and oil products in Kairiai Military Ground territory. *J Environ Eng Landsc Manag.* Vol.14. P. 183–190.

Jergovic M., Miskulin D., Gmajnic R., Milas L. (2010). Cross-sectional biomonitoring of metals in adult populations in post-war eastern Croatia: differences between areas of moderate and heavy combat. *Croat Med J*. Vol. 51. P. 451–460.

Lima D.R., Bezerra M.L., Neves E.B., Moreira F.R. (2011). Impact of ammunition and military explosives on human health and the environment. *Reviews on environmental health*. Vol. 26, N 2. P. 101–110.

EPA (2007). Sediment Toxicity Identification Evaluation (TIE) Phases I, II, and III. Guidance Document. EPA/600/R-07/080. 2007. 145 p.

EPA (1991). Methods for aquatic toxicity identification evaluations. Phase I. Toxicity characterization procedures (second edition): EPA-600/6-91/003. 1991. 100 p.

EPA (1993a). Methods for aquatic toxicity identification evaluations. Phase II. Toxicity identification procedures for samples exhibiting acute and chronic toxicity: EPA/600/R-92/080. 1993. 70 p.

EPA (1993b). Methods for aquatic toxicity identification evaluations. Phase III. Toxicity confirmation procedures for samples exhibiting acute and chronic toxicity: EPA/600/R-92/081. 1993. 32 p.

Schubauer-Berigan, M.K., Amato J.R., Baker S.E., Burkhard L.P., Dierkes J.R., Jenson J.J., Lukasewycz M.T., Norberg-King T.J. (1993). The behavior and identification of toxic metals in complex mixtures: examples from effluent and sediment pore water toxicity identification evaluations. *Arch Environ Contam Toxicol.* Vol. 24. P. 298–306.

УДК 504.45.058; 504.4.054; 504.064; 574.587(26): 574.64

Л. Л. КРАСОТА, О. В. РАЧИНСЬКА
Український науковий центр екології моря,
Французький бульвар, 89, Одеса 65009, Україна

МОНІТОРІНГ СТАНУ ДОВКІЛЛЯ ОДЕСЬКОГО ПРИБЕРЕЖЖЯ ЗА МЕТОДАМИ БІОТЕСТУВАННЯ ТА БІОІНДИКАЦІЇ

Впродовж 2023 року метою науково-дослідної роботи були оцінка та діагноз екологічного стану довкілля акваторій прибережжя м. Одеси за методами біотестування та біоіндикації з використанням фізіолого-морфологічних, систематичних, кількісних, галобіонтних і сапробіонтних показників розвитку тест-об’єктів та організмів-індикаторів різних систематичних рівнів і чутливості.

На екологічний стан акваторій впливали, як традиційні антропогенні чинники (рекреаційне навантаження, скиди зливових та дренажних стоків, тощо) і природні (температура та солоність водних мас, припливно-відпливні коливання і штормові явища та інші), так і наслідки воєнних дій, зокрема надходження забруднювачів з прісними водами внаслідок руйнування греблі Каховської ГЕС влітку 2023 року. Ці фактори відобразились на реєстрованих показниках розвитку тест-об’єктів (дорослих чорноморських мідій та їхніх личинок) і організмів-моніторів (водоростей мікрофітобентосу), чутливість яких до впливу якості морських вод зростає в ряду: дорослі мідії → водорості мікрофітобентосу → личинки мідій (Звіт, 2021).

Восени 2023 року, при біотестуванні якості водного середовища досліджених акваторій Одеського прибережжя, їх довкілля відповідали класу екологічного стану вод «відмінний» (за показником часу утримання нейтрального червоного мембранами лізосом клітин гемолімфи статевозрілих чорноморських мідій, тому що реєстрований показник гемолімфи молюсків в усіх досліджених водах перевищив 150-хвилинний поріг на 9-18 хвилин). Встановлено, що кращими серед водних об’єктів за екологічними властивостями для життєдіяльності цих двостулкових були води акваторії, прилеглої до мису Малий Фонтан, визнаної впродовж попередніх років умовно-чистою порівняно з усіма дослідженими акваторіями (Красота, 2008, 2019; Рачинская, 2007).

Протягом 2023 року при біоіндикації якості морського довкілля всіх досліджених акваторій було встановлено, що їх екологічний стан був, в цілому, «добрий» (за показником чисельності мікрофітобентосу на твердих субстратах, який перебував у діапазоні від $1{,}48 \cdot 10^3$ до $14{,}40 \cdot 10^3$ млн. кл. $\cdot$ м$^{-2}$).

Біомасу донних мікроводоростей до середини літа 2023 року в Одеському прибережжі формували, переважно, діатомові водорості (до 99,1 %). Зокрема, на твердих субстратах домінували b-мезосапроби *Achnanthes brevipes, A. longipes,* види роду *Diatoma,* а також a-мезосапроби *Melosira moniliformis* і *Tabularia fasciculata*. В подальшому її створювали, здебільшого, ціанопрокаріоти *Calothrix scopulorum* і види родів *Phormidium, Merismopedia* та *Microcystis*, що розвинулися тут під впливом забруднених прісних вод після руйнування греблі Каховської ГЕС, сягнувши значного вмісту вже у серпні (до 99,1 %). Проте, наприкінці літа у діатомей *Cocconeis costata* зросла зустрічальність морфологічних аномалій стулок.

Акваторії, де цього року α-мезосапробні види мікроводоростей на твердих субстратах налічували 2-4 види, мали «добрий» екологічний стан, за наявності від 6 до 7 представників цієї групи сапробіонтів – «задовільний», а ті, де їх було зареєстровано 8 і більше видів – «посередній». За цим показником стан довкілля ділянки моря коло мису Малий Фонтан, здебільшого, був найкращим впродовж всього року (як і у 2021 році (Звіт, 2021), порівняно з яким вміст α-мезосапробних видів (показників значного органічного забруднення), зменшився в 1,8-2,5 рази), а найгіршим – в Чорноморському яхт-клубі.

Водночас, впродовж 2023 року на всіх досліджених ділянках моря зменшився вміст полі- та мезогалобів в угрупованнях бентосних водоростей, а галофілів та індиферентів – дещо зріс.

Під час моніторингових досліджень стану довкілля Одеського прибережжя восени 2023 року за методом біотестування якості вод на личинках мідій ранніх стадій розвитку (як більш чутливих за дорослих молюсків до впливу морських вод різного ступеню забруднення) виявлено, що вони відповідали екологічному класу стану вод «задовільний» (як і у 2019 році), тому що кількість нормально розвинених в їх водах тест-об’єктів перебувала у діапазоні ≥15,0 % - <50,0 %.(Звіт, 2021) Восени 2023 року екологічні властивості досліджених вод покращувалися в ряду: Чорноморський яхт-клуб → пляж «Аркадія» → мис Малий Фонтан. А саме, найкращим екологічним станом (за показником відсотку утворених личинок мідій нормальної морфології) характеризувалося довкілля ділянки моря біля мису Малий Фонтан (29,4 %) і дещо гіршим – пляжу «Аркадія» (на 2,1 %) та Чорноморського яхт-клубу (на 4,9 %).

Відносно осіннього сезону 2021 року екологічний стан вод пляжу «Аркадія» покращився з «посереднього», тоді у його воді утворилося тільки 14,1 % личинок мідій нормальної морфології. Але порівняно з 2020 роком, коли вперше за останнє двадцятиріччя під час біотестування якості вод на личинках мідій для досліджених акваторій був встановлений екологічний стан «добрий», наразі зареєстровано погіршення екологічних властивостей прибережного довкілля більш ніж у 2 рази.

Проведені у 2019-2021 і 2023 роках оцінка та діагноз екологічного стану морського довкілля методами біотестування та біоіндикації якості вод різного ступеню і характеру забруднення при використанні кількох показників стану метаболічних процесів в організмах чорноморських мідій та мікрофітобентосу показали, що у Одеському прибережжі стан водного довкілля відповідав екологічному класу вод «відмінний» для дорослих особин мідій, для донних мікрофітів – здебільшого, класу «добрий», а для личинок мідій – класу «задовільний».

Як і у минулі роки, для акваторії, прилеглої до мису Малий Фонтан, отримані, переважно, найкращі результати з досліджень екологічного стану морського довкілля за методами біотестування та біоіндикації. Тобто, ця ділянка моря залишилася умовно-чистою серед досліджених частин прибережжя Одеського регіону й восени 2023 року.

Проведена науково-дослідна робота з використанням в системі морського моніторингу інтегральних методів біотестування та біоіндикації дозволила виявити сумісний вплив як традиційних антропогенних і природних чинників, так і наслідків воєнних дій (зокрема, руйнування греблі Каховської ГЕС влітку 2023 року) на екологічний стан прибережного довкілля Чорноморського басейну.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Звіт з НДР (заключний). Том 4. Оцінка якості морського довкілля методами біотестування та біоіндикації (2021) : Оцінка та діагноз екологічного стану довкілля Чорного моря в межах виключної морської економічної зони України. УкрНЦЕМ ; кер. Коморін В. М., Український В. В. – Одеса, 2021. – 187 с. – Викон.: Український В. В., Красота Л. Л., Рачинська О. В. – Бібліогр.: с. 95-104. - № ДР 0119U103483. – Режим доступу: https://sea.gov.ua/img/reports/2021/report2021_theme1_part4.pdf. – 09.08.2024. – Назва з екрану.

Красота Л. Л. (2008). Оценка состояния морской среды Одесского прибрежья по физиолого-морфологическим показателям черноморских мидий. Причорноморський екологічний бюлетень, № 4 (30). С. 60-66.

Рачинская А. В. (2007). Особенности структуры сообщества прибрежного микрофитобентоса в зоне влияния дренажных вод. Збірник наукових статей до Міжнародної науково-практичної конференції «Екологічні проблеми Чорного моря». Одеса, 2007 (31 травня - 1 червня). С. 276-280.

Красота Л. Л. (2019). Біотестування якості водного довкілля Малого Аджалицького лиману по показниках стану чорноморських мідій різних стадій розвитку. Матеріали Всеукраїнської науково-практичної конференції «Річки та лимани Причорномор'я на початку XXI сторіччя». Одеса, 2019 (17-18 жовтня). С. 91-93.

УДК [575.001.524.1] (285.33)

Л.С. КІПНІС, В.І. ЮРИШИНЕЦЬ,
І.М. КОНОВЕЦЬ, М.Т. ГОНЧАРОВА, Т.О. ЛЕОНТЬЄВА
Інститут гідробіології НАН України
проспект Володимира Івасюка,12, Київ 04210, Україна

ВИКОРИСТАННЯ РАКОПОДІБНИХ РОДИНИ GAMMARIDAE ДЛЯ БІОТЕСТУВАННЯ ДОННИХ ВІДКЛАДІВ

Дослідження виконано за підтримки Національного фонду наукових досліджень України — Проєкт 2023.04/0045 «Розробка уніфікованої тест-системи для оцінки токсичності та ідентифікації класу забруднюючих речовин, що потрапляють у водні об'єкти внаслідок воєнних дій».

В умовах антропогенного забруднення водних екосистем однією з найбільш актуальних задач є оцінка токсичності донних відкладів, оскільки вони можуть активно депонувати токсичні речовини і, внаслідок цього, бути потенційним джерелом вторинного забруднення води. В залежності від процесів, що відбуваються у водоймі, сорбційних властивостей відкладів, гідрологічних особливостей водних об'єктів, а також властивостей речовин, що надходять до водойм, донні відклади беруть важливу участь у процесах міграції, трансформації, детоксикації та акумуляції токсичних речовин. Вміст речовин токсичної дії в донних відкладах може перевищувати такий у воді на кілька порядків.

Токсикологічна оцінка донних відкладів базується на застосуванні методів біотестування, які широко використовуються в світі та є досить інформативними на етапі скринінгових досліджень. Для оцінки токсичності донних відкладів застосовують тести з цільними донними відкладами з використанням бентосних та нектобентосних тест-організмів, що безпосередньо мешкають у досліджуваному середовищі, що дозволяє врахувати основні шляхи надходження токсичних речовин до організму. Також використовують тести з водними витяжками або поровими водами донних відкладів з використанням планктонних тест-організмів, що дає уявлення про біодоступність та міграційну здатність забруднюючих речовин.

Для оцінки токсичності цільних донних відкладів було розроблено різноманітні методи з використанням амфіпод, хірономід, олігохет, поліхет тощо. В прісноводних екосистемах стандартизованими бентосними видами, що мають порівняно високу чутливість, толерантні до гранулометричного складу субстратів та здатні до культивування в лабораторних умовах є амфіподи *Hyalella azteca* та личинки комарів-дзвінців роду *Chironomus – Ch. riparius, Ch. tentans, Ch. dilutus, Ch. dorsalis* та інші (Методика…, 2005). У тестах з застосуванням цих організмів запропоновано кілька тест-реакцій для оцінки можливого впливу забруднюючих речовин донних відкладів, в тому числі виживання, ріст, поведінкові реакції та плодовитість, проте найчастіше кінцевою тест-функцією є виживання тест-організмів при 4- або 10-денній експозиції у цільних донних відкладах. Застосовують також субхронічні та хронічні тести – тести з проходженням повного життєвого циклу *Ch. tentans* або *Ch. riparius* та 42-денний тест на *H. azteca* (Biological test method…, 2017). Вибір схеми експерименту та тест-функцій залежать від мети експерименту.

Найбільш перспективними тест-організмами для біотестування цільних донних відкладів є представники амфіпод, зокрема родини Gammaridae, які є досить чутливими до багатьох класів забруднюючих речовин (Geffard *et al.,* 2010) та можуть бути використані для тестування токсичності прісноводних, естуарних та морських донних відкладів. Ці організми особливо широко поширені в північній півкулі. Вони відіграють важливу роль у водних екосистемах, особливо в харчових ланцюгах і в розкладанні органічних речовин. Багато видів амфіпод, таких як *Gammarus fasciatus, G. pulex, G. lacustris, Crangonyx gracillus, Pentoperia hoyi, Corophium salmonins, C. spinicorne,* рекомендовані як тест-організми для оцінки токсичності донних відкладів (ASTM E1525-02, 2014, ISO 16303:2013).

У пошуку потенційних альтернативних тест-об’єктів серед амфіпод, мешканців водних об’єктів України, нами було досліджено можливість застосування масових видів гамарид дніпровських водосховищ. В мілководній зоні сучасних водосховищ переважають представники понто-каспійської фауни: *Echinogammarus ischnus (Chaetogammarus ischnus), Pontogammarus robustoides*, також зустрічаються *Dikerogammarus villosus, D. haemobaphes.* Порівняння чутливості цих видів зі стандартизованими у практиці біотестування планктонними організмами *Daphnia magna* та *Ceriodaphnia affinis* виявило її високий рівень, $ЛК_{50}$ за референтними токсикантами становили досить близькі величини. Загалом досліджені види амфіпод за чутливістю можна розташувати наступним чином *D. villosus = D. haemobaphes > Ch. ischnus >> P. robustoides* (Romanenko *et al.,* 2014).

У практиці введення цих видів в лабораторну культуру стійких результатів авторам вдалося досягнути з видом *E. ischnus* (Гончарова та ін., 2019), тому цей вид визнаний нами досить перспективним для застосування у тестах для оцінки токсичності.

E. ischnus мешкає у прісних та солонуватих водах (з солоністю до 13‰), має високу чутливість до токсикантів $ЛК_{50}^{48}$ (Cr^{6+}) 0,35 мг/дм^3.

З урахуванням особливостей розвитку гамарид *E. ischnus,* технологія їхнього культивування в лабораторних умовах складається з двох етапів – підтримки маточної культури та отримання стартової культури. Оптимальна температура для утримання лабораторної популяції *E. ischnus* становить 22–24 °С, фотоперіод – 12 годин світла / 12 годин темряви при освітленості 750 Лк. В ємностях з маточною культурою гамарид розміщують штучні субстрати – поліуретанові пористі мати з вічком 2,0 та 10,0 мм (для молодших та старших розмірно-вікових груп рачків). Для годівлі використовуються високобілкові штучні комбікорми, культури гідробіонтів – коловертки *Brachionus calyciflorus, Br. plicatilis*, гіллястовусі ракоподібні *Moina macrocopa* та *Daphnia magna*, личинки хірономід, а в якості рослинних – нитчасті водорості *Cladophora glomerata* (Гончарова та ін., 2019).

Процес отримання стартової культури гамарид здійснюється за рахунок інокуляції робочої дезінфікованої ємності маточною культурою зі щільністю посадки 13–15 екз./дм^3, підтримки температурного режиму в діапазоні 22–24 °С та внесення кормів у кількості 12,5 % по відношенню до загальної маси рачків. Отриману новонароджену молодь вилучають і використовують для біотестування. Оптимальним є застосовування молоді віком 7–14 діб. Рекомендована тривалість експериментів 4–10 діб. Періодично слід визначати придатність культури гамарид до біотестування. Величина $ЛК_{50}^{48}$ для еталонної речовини $K_2Cr_2O_7$ повинна становити 0,35–0,5 мг/дм^3 (Cr^{6+}). Об’єм тестових камер 300 см^3, об’єм підготованих (гомогенізованих) донних відкладів – 100 см^3, об’єм шару води над донними відкладами – 175 см^3. Кількість організмів у камері – 10 екз. Кількість повторів 5–8.

Окрім тестів на гостру токсичність цей вид можна застосовувати також в субхронічних та хронічних експериментах, чим можна суттєво розширити кількість тест-функцій.

Серед всіх негативних наслідків антропогенного впливу на природне середовище найбільш небезпечним є вплив на спадковість живих організмів. Він може призводити до зникнення окремих генотипів із існуючих асоціацій видів рослин і тварин. Своєчасному виявленню цито- та генотоксичності середовища може сприяти аналіз рівня цитогенетичних порушень саме у представників роду Gammaridae. Наявність достатньої кількості клітин, що знаходяться в процесі поділу в ембріонах, відносно невелике число хромосом, роблять цих рачків зручними для обліку частоти хромосомних аберацій, що виникають внаслідок мутагенності зовнішніх впливів (Гончарова, Романенко, 2023).

Апробація даного методу з застосуванням виду *E. ischnus* на природних забруднених донних відкладах України виявила високий ступінь кореляції з рівнем забруднення, що дозволяє рекомендувати цей вид для оцінки токсичності і генотоксичності донних відкладів.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРИ

Гончарова М.Т., Кіпніс Л.С., Коновець І.М., Крот Ю.Г. (2019). Оцінка токсичності донних відкладів прісноводних об’єктів за допомогою біотестування. Методичні рекомендації. Інститут гідробіології. Київ. 150 с.

Гончарова М.Т., Романенко О.В., Кіпніс Л.С., Крот Ю.Г., Стойка Ю.О. (2023). Цитогенетичний аналіз ракоподібних *Pontogammarus robustoides* (Amphipoda,

Gammaridae) при підвищеної температурі води в умовах мікрокосму. *Гідробіол. журн.* Т. 59, № 5. С. 46–58.

Методика визначення токсичності на комахах *Chironomus dorsalis* Meig. / Затв. заступником Голови Державного департаменту рибного господарства Міністерства аграрної політики України від 22.02.2005 р.

ASTM E1525-02 (2014). Standard Guide for Designing Biological Tests with Sediments, ASTM International, West Conshohocken, PA.

Biological test method : Test for survival and growth in sediment using the freshwater amphipod Hyalella azteca. Report RM/33. (2017). 175 p.

Geffard O., Xuereb B., Chaumot A. (2010). Ovarian cycle and embryonic development in *Gammarus fossarum*: application for reproductive toxicity assessment. Environ Toxicol Chem. P. 249–259.

ISO 16303:2013. Water quality – Determination of toxicity of freshwater sediments using *Hyalella azteca.*

Romanenko V.D., Kipnis L.S, Goncharova M.T., Podrugina A.B. (2014) Toxicoresistanse of Invasive Gammaridae (Crustacea: Amphipoda) of the Littoral Zone of the Dnieper Reservoirs to the Heavy Metal Ions. *Hydrob. J.* V. 50, №2. P. 51–57.

УДК 001.89

Г.Г. МІНІЧЕВА, В.О. ДЕМЧЕНКО
ДУ «Інститут морської біології НАН України»,
вул. Пушкінська 37, м. Одеса 65048, Україна

ПРОБЛЕМИ, ПРІОРИТЕТИ ТА ПЕРСПЕКТИВИ МОРСЬКИХ ДОСЛІДЖЕНЬ В УКРАЇНІ

Україна – морська держава, в якій четверта частина державного кордону (24 %) припадає на берегову лінію Чорного і Азовського морів та більше десятої частини площі (12 %) – на виняткову морську економічну зону. Акваторії Чорного та Азовського морів, лимани Північного Причорномор'я та Приазов'я, пригирлові зони Дунаю, Дністра, Дніпра та інших річок складають важливу соціально-економічну частину національного природного надбання та вимагають державного підходу в організації їх оцінки, збереження та сталого розвитку. Більше десятиліття тому у «Блакитній доповіді» на конференції Організації Об'єднаних Націй зі сталого розвитку було визнано, що морське середовище нашої Планети є «системою життєзабезпечення людського суспільства» (Blueprint for Ocean and Coastal Sustainability, 2011). Усвідомлюючи геополітичну, соціально-економічну і екологічну важливість морських акваторій, які перебувають у складі держави, Україна прийняла національну морську доктрину (Постанова КМУ …, 2018), яка визначає стратегію та основні напрями подальшого розвитку України як морської держави.

Агресія російської федерації проти України створила великий перелік гуманітарних, економічних та екологічних проблем для наземних і водних екосистем країни. Анексія частини території, військовий стан та активні бойові дії істотно вплинули на різні сфери життя в Україні, включаючи прямий та опосередкований вплив не лише на національні морські екосистеми, а й на вітчизняну науку, що займається дослідженням даних об'єктів. Військова агресія сфокусувала та висвітила проблеми, які накопичилися на попередніх етапах та які посилились в умовах ведення активних бойових дій. Окупація з 2014 року Криму і наукових установ в містах Севастополь, Керч,

Сімферополь призвели до значних втрат наукового потенціалу та матеріально-технічної бази дослідження. Захоплення частини Донецької, Запорізької, Херсонської областей унеможливило проведення наукових робіт в Азовському морі, а військові дії та мінування берегової зони в Чорному морі обмежили доступ до всього узбережжя і практично зупинили експедиційні дослідження, особливо у відкритих частинах моря.

Крім проблем, пов'язаних з російською агресію, існують і інші не вирішені питання організації і проведення національних досліджень морських екосистем України і Світового океану, які склались на попередніх етапах, але є стратегічними і вимагають невідкладного вирішення. На сьогодні до найгостріших проблем морських досліджень в Україні, які потребують вирішення на державному рівні, необхідно віднести:

· Посилення координації роботи і об'єднання зусиль всіх міжвідомчих, міждисциплінарних установ і закладів, діяльність яких пов'язана з дослідженням, моніторингом та управлінням морськими екосистемами України і Світового океану. Спроба створення координаційного органу для вирішення проблем морських досліджень відбулась у форматі «Міжвідомчої координаційної ради з питань морських досліджень Міністерства освіти і науки України та Національної академії наук України» (Наказ МОН України, НАН України …, 2016). На жаль, з різних об'єктивних та суб'єктивних причин вона не стала працездатною і сьогодні знову необхідно за ініціативою виконавчої влади в особі відповідних міністерств, Національної та профільних академій наук України, представників морегосподарського бізнесу, громадськості, під патронатом Офісу Президента створити *Національну координаційну раду з морських досліджень України і Світового океану.* Основним завданням даного органу повинні стати координаційна діяльність, розробка і прийняття Державної програми розвитку морських досліджень Украйни, як механізму нормативно-фінансово забезпечення цього важливого сектору морської держави.

· Відновлення науково-дослідного флоту та матеріально-технічної бази досліджень, включно з малим флотом, лабораторним обладнання та сучасними засобами дистанційного спостереження з доступом до платформ супутникової інформації. Зрозумілі об'єктивні причини, які сьогодні існують при вирішенні цієї проблеми, але вже на сучасному етапі можливе їх часткове вирішення за рахунок фінансової підтримки міжнародних проєктів і програм, які спрямовані на підтримку імплементації Україною стандартів Європейських Водних Директив (DIRECTIVE 2000/60/EC; DIRECTIVE 2008/56/EC) та втілення еколого-економічних європейських стратегій та ініціатив (Blue Growth, Marine Spatial Planning, Ecosystem-Based Management, Integrated Coastal Zone Management, ICZM, тощо).

Підготовка, заохочення та утримання кадрового потенціалу в області дослідження морських екосистем та морегосподарського комплексу. Це найбільш гостра проблема, яку посилили обставини війни та без вирішення якої неможливо планувати розвиток морських досліджень в Україні. Частина сучасної перспективної та талановитої молоді у зв'язку з воєнним станом іммігрувала за кордон і за грантами чи стажуванням працює в інших країнах. Україна немає заохочувального механізму їх повернення, ні з точки зору безпеки, ні з точки зору перспектив професійного росту та творчої реалізації.

Для сталого використання морських екосистем України на основі національних науково-дослідних наробок та сучасних міжнародних підходів, необхідно сконцентрувати зусилля для розвитку наступних перспективних напрямів морських досліджень, які відносяться до різних областей науково-правової діяльності та відповідають сучасним пріоритетним тематичним напрямам наукових досліджень Україні (Постанова КМУ …, 2024):

- Фундаментальні дослідження. Область фундаментальних розробок є базовою заставою успіху розвитку морських досліджень Україні. Вона в першу чергу повинна підтримуватися державою та забезпечуватись базовим та конкурсним фінансуванням. Для розвитку фундаментальних напрямів повинен мобілізуватися найбільш високий інтелектуально-професійний потенціал, який на сьогодні існує в країні. В якості пріоритетів у фундаментальній області морських досліджень слід виділити наступні напрями:
- Методологія цілісного підходу оцінки і управління системою: «водозбірний басейн – морська екосистема».
- Фундаментальні закономірності динамічної рівноваги між абіотичним і біотичним компонентами морських екосистем в нестабільних умовах кліматичних змін та антропогенних впливів.
- Наукові засади вдосконалення інструменту моніторингу та прогнозування екологічного статусу морських екосистем за стандартами європейських водних директив під впливом чинників воєнного стану.
- Функціональні індикатори для прогнозу адаптивних перебудов угруповань гідробіонтів різних життєвих форм в умовах ударного (екологічні катастрофи) та хронічного впливів.
- Механізми стійкості морських угруповань у помірних та низьких широтах Світового океану.
- Модельне прогнозування часово-просторової динаміки регіональних та аномальних показників морських екосистем.
- Прикладні дослідження. Область прикладних розробок, яка пов’язана і базується на результатах фундаментальних досліджень. Вони можуть фінансуватися за рахунок цільових програм різних відомств, прикладних державних замовлень, запитів бізнес структур, господарчих договорів та інших форм фінансування, які можуть мати соціально-економічний чи гуманітарний ефект. Прикладні дослідження, в першу чергу, спрямовані на вдосконалення розвитку екологічно збалансованих засад раціонального використання морських екосистем та їх ресурсних компонентів. До пріоритетних напрямів в цій сфері можна віднести:
- Система оцінки і сталого використання біологічних ресурсів Азово-Чорноморського регіону.
- Підходи до розміщення та біотехнології вирощування об’єктів марикультури.
- Біотехнологія екологічно позитивних конструкцій для отримання цінної біологічної сировини та досягнення Доброго екологічного стану морських екосистем України.
- Стратегії використання морських прибережних зон для збереження та підтримання екосистемних продуктів та послуг.
- Цільове зонування морських акваторій для досягнення оптимального співвідношення господарської, рекреаційної і природозахисної функцій.
- Нормативно-правові розробки. Ця сфера морських досліджень України, в першу чергу, повинна підтримуватися державними органами виконавчої влади, які відповідають за виконання законодавчої бази і міжнародних зобов’язань України, як морської держави. Для цього важливе тісне співробітництво науки і влади. Фінансовою підтримкою цих досліджень можуть бути як національні ресурси, так і кошти міжнародних проєктів, які прагнуть імплементації європейських стандартів на

нормативно-правовому рівні. З пріоритетних напрямів цієї сфери можливо відмітити наступні:

- Вдосконалення методів оцінки збитків, які нанесені морським екосистемам.
- Науковий супровід державного морського моніторингу України.
- Наукове забезпечення оцінки стану біорізноманіття морських екосистем.
- Розробка наукових засад збереження та розвитку морських природоохоронних територій.
- Інтегроване управління морськими прибережними зонами.
- Контроль за поширенням і прогноз наслідків вселення чужорідних організмів у водні екосистеми Азово-Чорноморського басейну України (біологічна безпека).

Враховуючи можливі шляхи вирішення сучасних проблем морських досліджень України, беручи до уваги існуючі пріоритети міжнародних розробок та розуміючи перспективні напрями у різних областях дослідження національних морських екосистем та Світового океану, за умови об'єднаних зусиль влади, науковців, бізнесу, громадських організацій та міжнародної спільноти, можливо зробити позитивні зміни, які будуть сприяти розвитку та становленню України як морської держави.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Наказ Міністерства освіти і науки України та Національної академії наук України «Про затвердження Положення про Міжвідомчу координаційну раду з питань морських досліджень Міністерства освіти і науки України та Національної академії наук України», від 16 червня 2016 р. № 868/28998 https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0868-16#Text

Постанова КМУ «Про затвердження Морської доктрини України на період до 2035 року», від 18 грудня 2018 р. № 1108 https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1307-2009-%D0%BF#Text

Постанова КМУ «Про затвердження переліку пріоритетних тематичних напрямів наукових досліджень і науково-технічних розробок на період до 31 грудня року, наступного після припинення або скасування воєнного стану в Україні» від 30 квітня 2024 р. № 476 https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/476-2024-%D0%BF#Text

A Blueprint for Ocean and Coastal Sustainability. Paris: IOC/UNESCO. 2011. P. 42.

DIRECTIVE 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the Community action in the field of water policy, 23 October 2000.

DIRECTIVE 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for Community action in the field of marine environmental policy, 17 June 2008.

УДК 627.12:502.51:330.1
О.І. КОВАЛІВ
Інституту агроекології і природокористування НААН
вул. Метрологічна, 12, Київ, 03143, Україна
www.kovaliv.kiev.ua; ORCID: 0000-0003-4908-7963

РЕСУРСИ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ ЯК ПРИРОДНІ ОБ'ЄКТИ ПРАВА ВЛАСНОСТІ УКРАЇНСЬКОГО НАРОДУ — В КОНТЕКСТІ КОНСТИТУЦІЙНИХ ЗЕМЕЛЬНИХ ІМПЕРАТИВІВ

Нами доведено (Ковалів, 2020), що моделювати будь-які перспективи наукових досліджень з розвитку і функціонування процесів використання й охорони природних ресурсів як природних об'єктами права власності Українського народу — в будь-яких природних системах геопростору України, особливо стосовно «водних екосистем в контексті локальних та глобальних наслідків ведення воєнних дій», на чому логічно акцентує Гідроекологічне товариство України (*IX з'їзд 18–20 вересня 2024 р. — на базі Дніпровського національного університету імені Олеся Гончара*), можливо — **лише в суворій відповідності** (в контексті) **вимогам чинних конституційних земельних норм** як правових імперативів земельних відносин і природокористування в Україні.

Адже, здобуваючи перемогу над зовнішнім ворогом, який, загарбує нашу землю, вбиває українців і знищує природний, економічний, науково-технічний та історико-культурний капітал нації, **виникає потреба проявити** на «внутрішньому фронті» **правдиві знання** чинного **конституційного права**, насамперед, про наше «**основне національне багатство**» (ч.1. ст. 14 КУ), складовими якого **є «…надра, ґрунти, ліси, атмосферне повітря, водні та інші природні ресурси**».

Саме, Декларація про державний суверенітет (1990 р.) і Конституція України (КУ — 1996 р.) чітко і однозначно декларують (ч.1. ст. 13 КУ): «**Земля, її надра, атмосферне повітря, водні та інші природні ресурси** *(в просторі поверхневої оболонки Землі «**педосфера**», особливо **ґрунти**, — ціле-спільна животворча частина літосфери, атмосфери й гідросфери (середовище живих організмів, сонячної та іншої енергії) — автор)*, **які знаходяться в межах території України** *(скорочено «земля та її природні ресурси», стисло «земля» — автор)*, **природні ресурси її континентального шельфу, виключної (морської) економічної зони є об'єктами права власності Українського народу**» *(володіння, користування і розпорядження — автор)*. Підсилюючи це право, ч.2. ст. 13 КУ також чітко й однозначно вказує: «**Кожний громадянин має право користуватися природними об'єктами права власності народу відповідно до закону**»… На превеликий жаль, такого закону України **немає — до цього часу**… Натомість, **нехтуючи власністю народу**, в Україні **прийнято — окремо Кодекс про надра, Водний кодекс, Лісовий кодекс тощо…**

Зауважимо, що на цій антиконституційній і антиукраїнській основі та **в супереч** чинним конституційним імперативам як нормам прямої дії, **переважна більшість** наукової, педагогічної та владної «**еліти**», вже в незалежній де-юра Україні, **продовжує — дотепер застосовувати** прорадянську сутність норми «**земля**», де під «землею» розуміли аграрний ресурс (поле, ґрунт), послуговуючись також конституцією росії, в якій (ст. 9) використовується норма «земля та інші природні ресурс».

Тому, вважаємо, шо «відповідальна» **владна спільнота** України в усіх галузях, в тому числі пов'язаних з використанням й охороною водних ресурсів прісноводних та морських екосистем України (включно з водними (сніговими) масами в атмосфері, в

ґрунтах), а також **науковці** з біологічних, екологічних, хімічних та інших напрямків наукових досліджень, моніторингу стану, особливостей, структури та функціонування природно-водного середовища тощо, **— зобов'язані опиратися** в своїх діях на чинні конституційні земельно-ресурсні норми, оскільки імперативний чинник «**її**» є ключовим також стосовно «**водних ресурсів**». Така унікальна **українська конструкція** («**її надра**», «**її атмосферне повітря**», «**її водні та інші природні ресурси**») **вказує на приналежність їх** (всіх природних ресурсів) **до** «**землі**», яка є основним національним багатство, що перебуває під особливою охороною держави і є головним природним (земельним) капіталом нації. Такі **природні об'єкти** набувають статус і не можуть бути предметом **купівлі-продажу** та не підлягають **відчуженню** будь-ким, на користь будь-кого і в будь-який спосіб, оскільки діє конституційне право **лише** «**користування**» **—** на платній основі за встановленими регламентами (правилами), а не «володіння» і не «розпорядження» **природними об'єктними чужого права власності**… В іншому разі **— ні** «**надра**», ні «**атмосферне повітря**», **ні** «**водні**» **та ін. природні ресурси** (ресурси «**педосфери**») **— не могли б вважатися — основним національним багатством**…

Доречно акцентувати на **незамінності** всіх **життєвих природних ресурсів**, які **є базовими** і **такими**, що разом із **сонячною енергією**, **мікроорганізмами** та іншими чинниками **генерують земне життя — також людини** як **особи-члена** суспільства…

Важливо, що **людина може прожити: без повітря** лише **від 3 до 5 хв.; без води — від 3 до 10 діб; без їжі — до 45 діб»…**

Саме ці правові засади загальнонаціональної власності є головною передумовою декларованої конституційної норми **(**ст. 3), де: «**Людина, її життя і здоров'я, честь і гідність, недоторканність і безпека визнаються в Україні найвищою соціальною цінністю.** Права і свободи людини та їх гарантії визначають зміст і спрямованість діяльності держави. **Держава відповідає перед людиною за свою діяльність.** Утвердження і забезпечення прав і свобод людини **є головним обов'язком держави**».

Така функціональна роль і **належність природних об'єктів до неподільної загальнонаціональної власності в унітарній державі — не може мати статусу відомчої чи іншої та потребує особливого алгоритму регулювання відносин.**

Доречно зауважити, що негативним прикладом є, здійснювана дотепер так звана «земельна реформа», включно із надуманим обігом земель сільськогосподарського призначення, яка базується на звуженому прорадянському розумінні лише однієї її грані — «аграрної», яку було всупереч Декларації про державний суверенітет України як — цілісної й унітарної держави та Акту проголошення незалежності України, схвалених Всеукраїнським референдумом першого грудня 1991 року, — розчленовано (прийнято закон) в гібридний спосіб (розділяй і володарюй) комуністичною більшістю Верховної Ради УРСР 30 січня 1992 р. на три форми власності на землю (державну, колективну і приватну). В Конституції України відсутня «колективна власність на землю», тому існуюча земельно-аграрна реформа вважається нікчемною, і такою, що не введена до цього часу — в чинне конституційне поле України (Ковалів, 2020).

Щоб «узаконити» надумане твердження про, начебто, відсутність абсолютної власності Українського народу на землю та її природні ресурси як на природні об'єкти, і знеособити конституційну норму «Земля є власністю Українського народу як — на основне національне багатство», «законотворці» по-шулерські замінили конституційну норму щодо права лише «користуватися» природними об'єктами права власності народу (ч. 2 ст. 13 КУ) іншим словом «поширення». Дослівно: «Право власності на земельну ділянку поширюється в її межах на поверхневий (ґрунтовий) шар, а також на **водні**

об'єкти, ліси і багаторічні насадження, які на ній знаходяться, якщо інше не встановлено законом та не порушує прав інших осіб» (ст. 79 ЗКУ та ст. 373 ЦКУ).

Таким чином, закупоривши цей підступний трюк «якщо інше не встановлено законом та якщо це не порушує прав інших осіб», **до цього часу** (починаючи з 28 червня 1996 р.) **вищі ешелони державної влади**, порушуючи права інших осіб — всіх громадян України (Українського народу), не розробили і не ухвалили, на вимогу ч. 2, ст. 13 КУ, декларований ключовий імперативний Закон України «**Про право користування природними об'єктами права власності Українського народу**».

Насправді, **вимагалося** — після прийняття Конституції України і **вимагається**, особливо **тепер**, — **першочергово:** уточнити демаркацію, юридично делімітованого в 1991 році, кордону; поіменну реєстрацію всіх громадян України — як засновників держави і як співвласників землі та її природних ресурсів (природних об'єктів — основного національного багатства); здійснити облік і взяти на повноцінний баланс власника (громадян України) природні об'єкти (ресурси всіх категорій землі), забезпечуючи роботу функціонуючого Національного кадастру їх (природних ресурсів як природних об'єктів), моніторингу і контролю... Потрібно було **створити** відповідну позавідомчу **Національну земельну установу України** як загальнонаціональний інститут («Національна земельна комора України»), на кшталт Національного банку України. На превеликий жаль, такого фундаментального комплексу як основи конституційно вмотивованого державотворення — **не створено** (Ковалів, 2023).

В такому просторі необхідно було синхронно законодавчо і на практиці, також визнавати статус кожного громадянина України (розам – Український народ), що є живим і має лише єдине громадянство (вимога ст. 4 КУ), «співзасновником» держави «Україна» як «республіки» (вимога ст. 5 КУ) і повноправним «співвласником» землі та її природних ресурсів — основного національного багатства (вимога ч.1, ст. 13 і 14 КУ), особливо — з моменту офіційного старту (впровадження) обґрунтованої і розробленої нами (Ковалів, 2016) загальнонаціональної програми (системи), яку узагальнено в монографії «Звершення земельної реформи в Україні: нова парадигма».

З позиції балансу інтересів нації і ролі людини-громадянина в процесі господарювання (природокористування **—** включно із водними ресурсами), що функціонує в когнітивній економічній системі управління економікою України, автором вперше розкрито засади «когнітивної земельної економіки» як складової прийдешньої новітньої соціально-економічної формації країни, і нового напрямку земельної економіки. Детальніше **—** на сайті: www.kovaliv.kiev.ua.

Нами також доведено, що повноцінна імплементація чинних конституційних земельних імперативів, в тому числі стосовно **«…атмосферного повітря і водних та інші природних ресурсів**», як базових засад і норм прямої дії, відіграє головну об'єднуючу роль і складе підгрунтя сучасному державотворенню в Україні, без чого немислимо розглядати будь-які правові, суспільно-економічні, екологічні чи духовні відносини, особливо в контексті локальних та глобальних наслідків війни…

Сподіваємось, що освітяни, науковці, державні службовці, громадські активісти і члени Гідро-екологічного товариства України, озброївшись здобутими нами знаннями «конституційного земельного прагматизму» приєднаються до метеорологів, яким було також окреслено дану проблематику 23 березня 2024 р. в рамках **Науково-практичної конференції**, присвяченій Всесвітньому метеорологічному дню «**На варті кліматичних дій**» та Всесвітньому дню водних ресурсів «**Вода для миру**», яку започаткував Український гідрометеорологічний інститут НАН України, і дано **старт** (своєрідний внесок у нашу перемогу на «внутрішньому фронті») **проявленню**

правдивих знань в частині конституційних прав Українського народу «**на повітря**» і «**на воду**» як складових чинників норми «**земля**», що є **головними і незамінними компонентами нашого життя**, адже **основні засади цієї потреби** вже **конституційно-вмотивовано**, **науково-обґрунтовано** і також **достатньо публічно-обговорено**.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Ковалів О.І. . Головна неврегульована в Україні передумова погіршення якісного стану природних об'єктів. Збалансоване природокористування, 2020, № 4, С. 5–16.

Ковалів О.І. Врегулювання проблем земельних відносин в Україні визнано найважливішими /АгроТера. – 2023. – №1(14). – С. 12–24.

Ковалів О.І. Звершення земельної реформи в Україні: нова парадигма: Монографія. Київ, ДІА, 2016. 416 с.

УДК 556.5+502.4:332.3

Н.О. ІВАНОВА, І.М. НЕЗБРИЦЬКА
Інститут гідробіології НАН України,
проспект Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна

АЛГОРИТМ ВИЗНАЧЕННЯ ЕКОЛОГІЧНИХ ПОСЛУГ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ І ВОДНО-БОЛОТНИХ УГІДЬ

Екологічні послуги (ЕП) є вельми новим інструментом, який ще не в повній мірі використовується в Україні, не дивлячись на рекомендації щодо їх врахування при розрахунках екологічних збитків, пов'язаних з війною (Дідух, 2024). Водночас серед наукових досліджень в Україні вже є приклади оцінки окремих ЕП деяких екосистем, зокрема, лісів (Пелюх, 2017), водно-болотних угідь (Афанасьєв, 2019), а також природоохоронних територій та громад (Василюк, 2020; Патока, 2021). В світовій спільноті також допоки немає єдності в уніфікації методів розрахунку послуг, що надають різні екосистеми, але методологічні положення напрацьовано у ряді міжнародних проєктів, зокрема TEEB, ESMERALDA, IPBES, ORERAs, OpenNESS, SEEA EA. Так, наразі прийнято класифікацію CICES, де враховано попередні рекомендації проєкту TEEB та доповіді MEA, згідно якої екосистемні послуги поділяють на три категорії: послуги постачання (provisioning), регулювання та підтримання (regulating, maintenance), соціокультурні (cultural). Далі в кожній з них виділяються підрозділи, групи та класи.

Протягом роботи над дослідженнями екосистемних послуг різних водних об'єктів (ВО), а також водно-болотних угідь (ВБУ) (Іванова, 2022) було удосконалено та розширено алгоритм визначення, який включає наступні основні етапи (I…V) та пункти.

I. Збір даних і натурні дослідження стану екосистеми, визначення меж «буферної» зони впливу водного об'єкту чи ВБУ

Незважаючи на свою очевидну антропоцентричність навіть в екологічній складовій, дослідження ЕП базуються на моніторингу компонентів екосистеми. Так, визначення ЕП водних об'єктів неможливо без попередніх досліджень біотичних угрупувань, біоіндикації, визначення лімітуючих показників серед гідрологічних факторів, дослідження розміру та характеру антропогенного навантаження тощо.

Згідно з переліком ЕП водно-болотних угідь в межах заплав у басейні р. Дунай, запропонованим у проєкті IDES, більшість послуг регулювання в розрахунках містять обов'язкові дані щодо гідрологічного режиму водних об'єктів. Також при дослідженні

ВБУ, особливо з солоноватоводними об'єктами та з нестабільним гідрологічним режимом, до оцінки цінності екосистемних послуг необхідно проводити натурні дослідження стану екосистем в різні сезони за різних гідрологічних умов. Наприклад, як підтверджують дослідження мінералізації води в Стенцівсько-Жебріянських плавнях, вона збільшується при періодичному пересиханні водних об'єктів та боліт, що є важливим фактором для формування біотопів та власне типізації ВБУ.

Визначення «буферної» зони впливу є важливим на першому етапі проведення досліджень, так як визначає масштаб поширення екосистемної послуги. Ця зона має бути уточнена на II етапі, враховуючі також і натурні дослідження екосистем.

II. Визначення та мапування основних зон впливу ЕП водного об'єкту, біотопів або типів ВБУ та співвідношення їхніх площ

Для річок основними зонами впливу послуг їхніх екосистем є русло, прибережна частина (в межах 25 або 50 м), заплава та весь або частина водозбірного басейну в залежності від визначеної попередньо «буферної» зони. Для водойм – це власне акваторія водойми, зона літоралі (10 м вглиб від урізу води), зона берега (узбережжя та береговий схил – приблизно 15 м від урізу води на берег), прибережна зона та водозбір. Якщо водний об'єкт активно використовується, наприклад, у рекреаційних цілях (надає соціокультурні ЕП), то також варто враховувати як зону впливу й усі найближчі населені пункти.

Для великих водойм чи водосховищ послуги регулювання та підтримання бажано визначати, враховуючи їхнє районування та можливу різнотипність умов. Наприклад, мілководдя в зоні літоралі часто є більш цінними ділянками. А визначення та мапування різних типів водно-болотних угідь надасть змогу за відсутності достатніх натурних досліджень за допомогою GIS-технологій та супутникових знімків оцінити співвідношення площ різних типів угідь і розрахувати їх послуги регулювання методом аналогу з використанням даних на інших найбільш схожих угіддях.

III. Виділення та оцінка основних факторів впливу, тисків і небезпеки для екосистеми

III.1. Аналіз інтенсивності зміни навантаження на водну екосистему

Для оцінки антропогенних тисків можна використовувати підхід DPSIR, в якому різні види землекористування в зоні впливу розглядаються як фактори, що безпосередньо спричиняють тиск на водно-болотні або водні екосистеми. Це призводить до змін у їхніх природних характеристиках. Як варіант можна розраховувати коефіцієнт антропогенного навантаження для прибережної зони або заплави за методикою Щищенка, що апробовано нами для прибережних зон малих водних об'єктів в м. Київ (озера Опечень і Голосіївські ставки).

Також важливо враховувати клас екологічного стану (потенціалу) водної екосистеми, або ж гідроморфологічний стан масивів поверхневих вод. У випадку, коли екосистема зазнала значних змін, наприклад, внаслідок воєнних дій, можна розраховувати зміну її стану, порівнюючи стан до та після впливу. Такий варіант оцінки впливу запропонований нами в ході досліджень басейну р. Ірпінь.

IV. Визначення переліку та оцінка цінності екосистемних послуг ВО та ВБУ

IV.1. Оцінка окремих ЕП із врахуванням соціальної значимості

IV.2. Розрахунок ЕП різних зон впливу ВО або типів ВБУ з врахуванням коефіцієнту комплексності та локальності

IV.3. Створення карт розподілу ЕП

На четвертому етапі для досліджуваного об'єкта важливо визначити наявність і динаміку основних екосистемних послуг. В залежності від мети дослідження це може

бути повний перелік послуг, окрема категорія, або взагалі окрема ЕП. Ідея визначення послуг екосистем полягала в представлені їх у грошових одиницях для кращого сприйняття населенням та можливості врахування в управлінських рішеннях (Costanza, 1997). Але так як наразі майже неможливо правильно оцінити в грошових одиницях екосистемні послуги регулювання, а саме вони є найбільш цінними, вважаємо, що запропонована в багатьох дослідженнях бальна оцінка від 1 до 5 балів (наприклад, в проєкті IDES) на даному етапі впровадження інструменту ЕП є більш обґрунтованою. Після оцінки в балах можна вводити коригуючі коефіцієнти, що враховують регіональні особливості, інфляцію національних грошових одиниць, ринкові відносини та інші, відмінні від довкіллєвих, фактори без необхідності повторних натурних досліджень за умови незмінності стану екосистем.

Підкреслимо також необхідність врахування при розрахунках ЕП соціальної складової, комплексності надання послуг окремими екосистемами, а також врахування близькості інших водних об'єктів чи ВБУ. Тому як адаптацію методики оцінки нами запропоновано використання вагового соціального коефіцієнту (k_{soc} = 1..2), який визначається для кожної окремої послуги в межах досліджуваної екосистеми з врахуванням площі угіддя, яка надає цю послугу (S_i), і кількості осіб, які є її споживачами або потенційно можуть отримувати різну вигоду від надання її екосистемою (Np_i). Також, на нашу думку, в розрахунки варто вводити коефіцієнт комплексності (K_k) та локальності умов (K_{loc}).

V. Оцінка динаміки перетворення водних екосистем та ВБУ та прогноз цінності ЕП за різних сценаріїв розвитку громади/регіону/країни

V.1. Оцінка рішень щодо пріоритетності зміни землекористування

V.2. Врахування при визначенні економічної доцільності проведення заходів з підтримки/ відновлення екосистеми (стратегія)

V.3. Врахування цінності ЕП при проходженні процедур стратегічної екологічної оцінки та оцінки впливу на довкілля

На п'ятому етапі має оцінюватись потенційна зміна угідь за різних сценаріїв розвитку локальних громад і регіонів. Це необхідно враховувати при управлінні водними ресурсами, а також для визначення пріоритетності необхідних заходів відновлення та підтримки стану екосистем водних об'єктів або водно-болотних угідь.

В роботі (Мішенін, 2016) запропоновано визначати ефективність управління станом ВО та ВБУ за співвідношенням індикаторів стану окремих ЕП ($I_{ЕП}$) до їхніх втрат ($I_{ВЕП}$) , при чому запропоновано використовувати розподіл вагових показників послуг у відповідності до їх категорій (ЕП постачання – 0,25, ЕП регулювання – 0,6, ЕП культурні – 0,15). Визначені також й домінантні стратегії, якими є ігнорування необхідності управління ЕП водних об'єктів та угідь, стратегії нейтралізації та пом'якшення негативного впливу на ЕП ВБУ; стратегія підтримки функціонування водних і водно-болотних екосистем та попередження їх деградації; стратегія компенсації нанесеної шкоди; стратегія раціонального використання та впливу на екосистемні послуги; стратегії відновлення та створення передумов для формування нових послуг екосистем.

Отже, розширений алгоритм оцінки екосистемних послуг водних об'єктів і водно-болотних угідь включає необхідність проведення моніторингових досліджень, визначення «буферної» зони та основних зон впливу ЕП, визначення переліку та розрахунок послуг, а також їх врахування для вибору подальшої стратегії діяльності та ефективного управління водними та водно-болотними екосистемами.

Роботу проведено в рамках виконання проектів НДР молодих учених НАНУ за договорами №82-11/05-2024 та №35/02-2024(5), а також стипендії Президента.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Василюк, О., Ільмінська, Л. (2020) Екосистемні послуги. Огляд. Київ. 84 с. URL: https://uncg.org.ua/wp-content/uploads/2020/09/EcoPoslugy_ web_new.pdf

Дідух, Я.П., Соколенко, У.М., Расевич, В.В., Гаврилов, С.О. (2024) Методика розрахунку екологічних збитків природних екосистем та їхніх компонентів/ за заг. ред. О.В. Кравченко. Львів-Київ: Манускрипт. 68 с.

Іванова, Н.О. (2022) Екосистемні послуги як інструмент в системі сталого управління водними ресурсами. *VI-й Всеукр. пленер з питань природничих наук:* зб. матер. (25-26 липня 2022 р., м. Одеса).Одеса: ОДЕКУ. С. 36-39.

Мішенін, Є.В., Дегтярь, Н.В.(2016) Стратегічні орієнтири в управлінні екосистемними послугами водно-болотних угідь. *Механізм регулювання економіки.*№ 1. С. 33-41.

Патока, І.В. (2021) Наукові підходи до оцінювання екосистемних послуг природоохоронних територій громад. *Економічний вісник університету*. № 50. С. 48-57. doi.org/10.31470/2306-546X-2021-50-48-57

Пелюх, О. Р., Загвойська, Л. Д. (2017) Метод експерименту з вибором в оцінюванні вартості послуг лісових екосистем. *Науковий вісник НЛТУ України. Серія економічна.* Т. 27. № 27 (7). С. 46-52. doi.org/10.15421/40270708

Управління транскордонним басейном Дністра: встановлення референційних показників для оцінки екологічного стану масивів поверхневих вод / за ред. С. О. Афанасьєва, О. В. Мантурової. Київ, 2019. 376 с.

Costanza R. et al. (1997) The value of the world's ecosystem services and natural capital / Costanza, R., d'Arge, R., deGroot, R., Farberk, S., Grasso, M., Hannon, B., van den Belt, M. *Nature*. 387. P. 253-260.

УДК [504.73:574.68](282.247.314)

Т. В. ДВОРЕЦЬКИЙ
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, Київ, 04210, Україна

АНАЛІЗ СЕЗОННОЇ ТА БАГАТОРІЧНОЇ ДИНАМІКИ ВЕГЕТАЦІЙНОГО ІНДЕКСУ NDVI ВИЩОЇ ВОДНОЇ РОСЛИННОСТІ ПЛАВНЕВИХ ЕКОСИСТЕМ Р. ДНЕСТР ЗА ДАНИМИ ДИСТАНЦІЙНОГО ЗОНДУВАННЯ ЗЕМЛІ

Плавні Дністра характеризуються багатим біорізноманіттям і є важливими для збереження рослинного і тваринного світу регіону. Останні десятиліття ця територія виявилася в фокусі значних екологічних проблем, які виникли внаслідок зарегулювання стоку Дністра, зменшення його об'ємів та значного посилення різнопланового антропогенного навантаження. Оцінка і моніторинг просторової та сезонної динаміки рослинності плавневих екосистем є важливим практичним і теоретичним завданням у зв'язку з посиленням антропогенного впливу та глобальними кліматичними змінами, які суттєво впливають на стан та функціювання рослинних угруповань. Одним із сучасних методів є дистанційне вивчення стану рослинності на основі мультиспектральних даних, отриманих за результатами космічного спостереження. На основі даних дистанційного зондування Землі (ДЗЗ) відстежуються часові зміни вегетаційних індексів, за якими

можна встановити стан рослинності та виявити тенденції її змін. Застосування цього метода найбільш доцільно для вивчення великих і складних для прямого спостереження об'єктів, таких як плавневі екосистеми дельтових частин річок.

Для аналізу сезонної та багаторічної динаміки вегетаційного індексу NDVI використовувалися багатозональні космічні знімки за 1984-2023 роки. Використовувалися дані зйомок зі супутників Landsat 5-9. Методологічною основою досліджень є аналіз часових рядів - сукупність методів обробки даних, представлених у вигляді послідовностей вимірювань, упорядкованих в певні моменти часу. Його основним завданням є виявлення під впливом яких компонент формується значення часового ряду, і побудувати модель для кожної компоненти або їх сукупності. Часовий ряд розкладався на складові — тренд (визначає головну тенденцію часового ряду), сезонну складову (періодичні коливання) і випадкову (нерегулярну) складову. Перші дві компоненти утворюють невипадкову складову часового ряду. Випадкова складова присутня в будь-якому часовому ряді. Вона є результатом впливу набору випадкових факторів на досліджуваний процес і зазвичай виражається в підвищеній мінливості часового ряду.

Отримані результати спостереження за змінами значень індексу нормалізованого відносного індексу рослинності (NDVI) відображають взаємозв'язок між дією антропогенного впливу та глобальних кліматичних змін на стан та функціювання угруповань вищої водної рослинності плавнів Дністра. Встановлено, середньобагаторічне значення індексу NDVI дорівнюється 0,41, що відповідає розвиненої рослинності (Dvoretskiy, Gubanov, 2023). Мінімальні значення індексу характерні для осінньо-зимового періоду -0,01, що визначає відсутність живої рослинності. Максимальні значення (0,84) спостерігається влітку і притаманні сильно розвиненої рослинності. Зміни значень NDVI мають добре виражену сезонність що підтверджуються тестом Крускалла-Уоллиса ($p<0,05$). Встановлено статистичне значуще ($p<0,05$) багаторічне збільшення тренду (Tau = 0,117), однак воно досить повільне (Sen's slope дорівнює 0,0002). Значення випадкової складовий коливалась у досить значних межах (від -0,3 до 0,2), що свідчить про значний вплив зарегульованості стоку (Кольвенко та ін. 2019) та неконтрольовано випалювання травостану плавнів (Dvoretskiy, 2024).

Встановлено, що значення NDVI змінюється у широких межах і має майже трикратні відмінності залежно від сезону. Мінімальні значення характерні для зимового періоду (січень). Протягом всього періоду спостережень значення NDVI мають значний розбіг значень, що пояснюється значною просторовою мінливістю угруповань вищої водної рослинності та неоднорідністю екологічних умов.

Весняний період характеризується поступовим зростанням значень індексу NDVI. Мінімальні значення відмічаються у березні (0,28), маніакальні — травні (0,75). Середнє значення індексу NDVI дорівнює 0,32, що відповідає розвиненої рослинності. Виявлено, що протягом цього періоду вдвічі знизився розмах значень індексу NDVI, що свідчить про досить однорідний, на усій території Дністра розвиток вищої водної рослинності.

Літній період характеризується подальшим зростанням значень індексу NDVI. Мінімальні значення відмічаються у червні (0,42), маніакальні — липні (0,82). Середнє значення індексу NDVI дорівнює 0,71, що відповідає добре розвиненої рослинності. Просторова мінливість рослинності, що розглядається досить невелика, що свідчить про формування у цей період часу досить однорідних природних умов.

Осінній період характеризується зменшенням значень індексу NDVI. Мінімальні значення відмічаються у листопаді (0,13), максимальні — вересні (0,32). Середнє значення індексу NDVI дорівнює 0,46, що відповідає розвиненої рослинності. В цей період збільшується просторова мінливість рослинності, що пов'язано зі зменшенням рівня підтоплення території та температури повітря, що призводить до різної швидкості завершення вегетаційного периоду.

Результати проведених досліджень показують, що використання вегетаційного індексу NDVI дає змогу простежити сезонні зміни в рослинних угрупованнях. Загальні особливості багаторічної динаміки вегетаційного індексу NDVI зберігаються протягом низки років, але середні місячні значення істотно різняться залежно від співвідношення агрокліматичних чинників - температури, опадів, відносної вологості. Використання космічних знімків дає змогу значно скоротити виконання наземних експериментальних робіт і оперативно проводити великомасштабне картографування особливо охоронюваних і природно-техногенних територій.

Робота виконана за бюджетною програмою КПКВК 6541230 «Підтримка пріоритетних для держави наукових досліджень і науково-технічних (експериментальних) розробок» конкурсної тематики «Розроблення технології мінімізації екологічних ризиків в умовах кліматичного та спричиненого війною дефіциту води для забезпечення продовольчої та біологічної безпеки України" в Розділі 1. Розробка технології мінімізації екологічних ризиків в континентальних гідроекосистемах України, які найбільше потерпають від дефіциту вод, що сформувався в наслідок кліматичних змін та спричинений воєнними діями».

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Кольвенко В.В., Долгов Ю.А., Ершов Л.А., Гиренко В.А. (2019) Исследования полноводности реки Днестр за последние 136 лет по данным гидрологического поста Бендеры. Hydropower impact on river ecosystem functioning. Proceedings of the International Conference. Tiraspol, Moldova, October 8-9, Eco-TIRAS, Тирасполь. С. 170–175.

Dvoretskiy T. V. (2024) Use of Remote Sensing Data to Assess the Effects of the Floodplain Vegetation Burning in the Lower Dniester National Park (Odesa Region) Hydrobiological Journa Volume 60, Issue 3, 2024, pp. 45-55.

Dvoretskiy T. V., Gubanov V. V. (2023) Seasonal Dynamics of Vegetation in the Wetlands of the Lower Dniester NNP Based on Remote Data from the Landsat-8 Satellite Hydrobiological Journal Volume 59, Issue 1, 2023, pp. 3-15.

УДК 504.064:556.18:502.7

Р. Є. ЛЮБЧИКОВ
Національний університет «Чернігівський колегіум» імені Т. Г. Шевченка
вул. Гетьмана Полуботка, 53, Чернігів, 14017, Україна

ПЕРСПЕКТИВИ ВИКОРИСТАННЯ НОВИХ МЕТОДІВ ОЦІНКИ ПРИРОДНО-ТЕХНОГЕННОЇ БЕЗПЕКИ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ ЧЕРЕЗ ПОСИЛЕННЯ АНТРОПОГЕННОГО ТИСКУ НА ВОДНЕ СЕРЕДОВИЩЕ

Водні екосистеми відіграють важливу роль у підтримці екологічної рівноваги та забезпеченні життєдіяльності багатьох видів, включаючи людину. Проте, зі зростанням антропогенного впливу, включаючи індустріалізацію, урбанізацію та сільське господарство, водні екосистеми стають дедалі вразливішими до техногенних загроз.

Зміни клімату, забруднення, нераціональне використання водних ресурсів та інші форми впливу людини можуть суттєво порушувати структуру та функціонування водних екосистем (Лукаш, 2012, 2016). Сучасні методи оцінки природно-техногенної безпеки водних екосистем часто не враховують повною мірою складну взаємодію між природними і техногенними факторами. Це створює необхідність розробки та впровадження нових методів оцінки, які дозволяють більш точно прогнозувати наслідки антропогенного тиску та вчасно вживати заходів для зменшення його негативного впливу.

Актуальність даного дослідження обумовлена збільшенням антропогенного тиску на водні екосистеми, що призводить до погіршення їх стану та загроз природній рівновазі. Сучасні виклики, такі як зміна клімату, глобальне потепління, забруднення вод, а також надмірна експлуатація водних ресурсів, вимагають розробки нових підходів до моніторингу та оцінки безпеки водних екосистем. Введення новітніх методів, що враховують як природні, так і техногенні чинники, є критично важливим для забезпечення сталого розвитку та охорони водних ресурсів (Аравін, 2020). Застосування нових методів оцінки дозволить не лише більш точно діагностувати екологічні проблеми, але й прогнозувати їх розвиток, що сприятиме підвищенню ефективності заходів з охорони та відновлення водних екосистем.

Метою дослідження було окреслити основні перспективи використання нових методів оцінки природно-техногенної безпеки водних екосистем.

Екологічні проблеми водних екосистем пов'язані з надмірним вилученням води та скиданням забруднюючих речовин у водойми. Господарська діяльність суттєво порушує природні процеси, викликаючи дисбаланс у водних об’єктах, що негативно впливає на розвиток та функціонування мешканців водойм. Тривале техногенне навантаження знижує здатність водних екосистем до саморегуляції та очищення від забруднювачів антропогенного походження (Яковенко, 2017). Як результат, погіршується здатність водойм до самоочищення, знижується якість води, а також зменшується різноманітність гідробіонтів.

У цьому контексті зростає необхідність застосування біоіндикаційних методів для оцінки природно-техногенної безпеки водних екосистем. Біоіндикація дозволяє точно відобразити рівень техногенного впливу на водойму, враховуючи комплексність забруднення та синергетичний ефект полютантів. Завдяки цьому методу можна на ранніх стадіях виявити зміни в найбільш чутливих компонентах біотичних угруповань, спричинені дією забруднювачів, та оцінити потенційні наслідки їх постійного впливу на водну екосистему (Ячна, 2019).

Застосування фітопланктону як видів-індикаторів дозволяє найточніше оцінити здатність водойм до самоочищення та трансформації забруднюючих речовин в умовах постійного техногенного навантаження. Тому використання основних характеристик фітопланктону для оцінки природно-техногенної безпеки водних екосистем набуває особливої актуальності.

Сучасні екологічні виклики вимагають удосконалення підходів до оцінки природно-техногенної безпеки водних екосистем. Традиційні методи моніторингу часто не дозволяють адекватно відобразити складний вплив антропогенних факторів на водне середовище. Впровадження нових методів оцінки, таких як біоіндикація, мультидисциплінарні підходи та використання сучасних технологій, відкриває нові перспективи для захисту водних екосистем.

Одним із найбільш перспективних напрямків є застосування біоіндикаційних методів, які дозволяють оцінити стан екосистем на основі реакцій живих організмів,

таких як фітопланктон, макрофіти або риби, на вплив забруднювачів (Тюпока, 2023). Ці методи забезпечують точніші дані про екологічний стан водойм і дозволяють виявляти ранні ознаки деградації, що дає можливість своєчасно вживати заходів щодо збереження екосистем (Мехед, 2023).

Іншою перспективною технологією є використання геоінформаційних систем (ГІС) для моделювання та прогнозування екологічного стану водних об'єктів. Поєднання просторових даних із результатами моніторингу дає можливість створювати карти ризиків та розробляти стратегії управління водними ресурсами на основі точних прогнозів.

Крім того, застосування сучасних сенсорних технологій для безперервного моніторингу водного середовища дозволяє збирати великі обсяги даних у режимі реального часу, що підвищує ефективність виявлення забруднень і реагування на них.

Важливою перспективою є розвиток інтегрованих підходів, які об'єднують біоіндикацію, моделювання, моніторинг та оцінку ризиків у єдину систему. Такий комплексний підхід дозволить враховувати не тільки поточний стан екосистем, але й їхню динаміку під впливом різних факторів, що значно підвищить ефективність заходів з їхньої охорони.

Загалом, перспективи використання нових методів оцінки природно-техногенної безпеки водних екосистем полягають у підвищенні точності, оперативності та ефективності екологічного моніторингу, що є ключовим для збереження біорізноманіття та сталого управління водними ресурсами в умовах зростаючого антропогенного тиску.

В умовах зростання антропогенного тиску на водні екосистеми впровадження нових методів оцінки природно-техногенної безпеки є важливим кроком для забезпечення їхнього сталого функціонування. Нові підходи до оцінки повинні включати комплексний аналіз природних і техногенних факторів, що впливають на водні екосистеми, з метою своєчасного виявлення та попередження негативних наслідків. Впровадження нових методів оцінки дозволить підвищити ефективність моніторингу водних екосистем і забезпечити їхню захищеність від негативного впливу антропогенних факторів. Подальші дослідження повинні бути спрямовані на адаптацію цих методів до конкретних екосистем та їх інтеграцію в національні та міжнародні програми з охорони водних ресурсів.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Аравін П. А., Мехед О. Б. (2020). Токсичний вплив фосфоровмісних полютантів на біоту водойм. *Крок у науку: дослідження у галузі природничо-математичних дисциплін та методик їх навчання* : Збірник тез доповідей Всеукраїнської науково-практичної конференції студентів, аспірантів і молодих учених. Чернігів : НУЧК імені Т. Г. Шевченка. С. 11

Лукаш О.В., Сапєгін Л.М., Кирієнко С.В., Лукаш І.М., Дайнеко М.М., Тимофєєв С.Ф. (2012). Стан прибережно-водних екосистем на рекультивованих примостових ділянках Чернігівської і Гомельської областей у прикордонній смузі з Брянською обл. Вісник Дніпропетровського державного аграрного університету. № 1. С. 121–127.

Мехед О. Б., Кирієнко С. В. (2023). Синтаксономічний склад та аналіз забрудненості важкими металами прибережно-водної та водної рослинності екосистем заплави річок Снов, Ревна, Ірпа в межах Чернігівської області. Український журнал природничих наук, № 6. С. 7-17

Тюпова Т., Ткаченко Г., Мехед О., Курхалюк Н. (2023). Відповіді на оксидаційний стрес у наземних молюсків як біомаркери для оцінки впливу токсикантів. ВНТ: *Biota, Human, Technology*. No1. С. 41-51.

Яковенко Б. В., Третяк А. П., Мехед О. Б., Хайтова А. Д., Симонова Н. А. (2017). Вплив ксенобіотиків на активність антиоксидантної системи в тканинах коропа. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету. Серія Біологія*, № 2 (69). С. 76-80

Ячна М. Г., Мехед О. Б., Третяк О. П., Яковенко Б. В. (2019). Вміст фосфоліпідів у тканинах коропа лускатого (*Cyprinus carpio* L.) за дії натрій лаурилсульфатвмісного та безфосфатного синтетичних миючих засобів. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету імені В. Гнатюка*. Серія : Біологія. Тернопіль, № 2 (76). С.48-52.

Lukash O., Kupchyk O., Karpenko Yu., Sliuta A., Kyrienko S. (2016). Dynamics of riverbank ephemeral plant communities in the Stryzhen' river estuary (Chernihiv, Ukraine). Ecological Questions. №24. P. 27 – 35.

УДК 504.4.054

Д.В. ЖУРАВЛЬОВ, Н.Б. ЄСІПОВА
Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара,
проспект Науки, 72, Дніпро 49045, Україна

БІОТЕСТУВАННЯ ВОДИ КАМ'ЯНСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА В ЗОНІ ВПЛИВУ ПОЛТАВСЬКОГО ГІРНИЧОЗБАГАЧУВАЛЬНОГО КОМБІНАТУ

У гірничодобувній промисловості утворюється велика кількість стічних вод, які містять важкі метали та інші токсичні речовини. У випадках, коли вода скидається у водойми без попередньої очистки, створюються серйозні проблеми для навколишнього середовища (Трахтенгерц, 2012).

Екологічний ризик природним екосистемам становлять відходи гірничо-збагачувальних комбінатів (так звані «хвости» збагачення залізних руд). Хвостосховища містять різні токсичні речовини, в тому числі важки метали, які, потрапляючи у водне середовище, можуть накопичуватись у різних компонентах екосистеми (Антоняк, 2015).

Метою нашої роботи була оцінка впливу стічних вод Полтавського гірничозбагачувального комбінату (ГЗК) на стан якості води Кам'янського водосховища шляхом біотестування на токсичність.

Полтавський ГЗК має повний технологічний цикл – від видобутку сирої руди до виробництва залізорудних окатишів – підготовленої сировини для металургійних заводів. Сировинною базою комбінату є два родовища Кременчуцької магнітної аномалії (Горішнєплавнінський і Лавриківський), що розробляються кар'єром Дніпровського рудника.

Дослідження проводили влітку 2023 р. Проби води для біотестування відбирали на 3-х станціях Кам'янського водосховища в районі м. Горішні Плавні: за 500 м до Полтавського ГЗК (точка 1), в зоні впливу стічних вод (точка 2) та за 500 м нижче зони впливу стічних вод (точка 3).

Біотестування проводили за класичною методикою (Методи гідроекологічних досліджень, 2006). Для біотестування використовували дафній у віці до 24 годин, яких розсаджували в ємності об'ємом 100 мл. Кожну повторність поміщали по 10 екземплярів рачків. Тривалість експерименту складала 96 годин. У контрольних та

експериментальних ємностях використовували водопровідну воду, яка попередньо відстоювалася протягом 3-х діб. Перед біотестуванням визначали придатність культури дафній шляхом встановлення середньої летальної концентрації еталонного розчину речовини калію двохромовокислого ($K_2Cr_2O_7$) за 24 години біотестування (ЛК50-24). Діапазон реагування культури дафній для еталонної речовини становив 1,0 мг/дм^3 та знаходився в межах встановленого діапазону реагування тест-об'єкта *D. magna* (1,0– 1,5) мг/дм^3, що свідчить про придатність дафній щодо біотестування.

Критерієм гострої летальної токсичності є загибель 50 і більше відсотків особин тест-об'єкта у досліді порівняно з контролем після 96 годин. Для кожної проби проводили по три паралельні експерименти на виживання виду *D. magna*. Для визначення гострої токсичності дії води її тестували без розбавлення.

Результати досліджень були наступними. Протягом періоду 1 – 6 – 12 – 24 години виживання дафній складало 100 % у всіх трьох точках. Перша летальність виявилась через 48 годин. Виживання дафній в цей час становило: 1 точка – 8,5±0,70 екз., 2 точка – 7,5±0,96 екз., 3 точка – 8,5±0,75 екз. У наступні 72 і 96 годин загибелі дафній не відмічалось. За результатами досліджень виживання дафній у точках забору проб води становило: 1 точка – 85%, 2 точка – 74% , 3 точка – 85%. Максимальний показник індексу токсичності, спостерігався у точці 2 (зона впливу) і складав 26%. Мінімальна токсичність була виявлена в точці 1 та 3 (до та за 500 метрів від зони впливу).

Таким чином, вода Кам'янського водосховища в зоні впливу Полтавського ГЗК за своїми характеристиками не виявила гострої летальної токсичності, оскільки кількість загиблих дафній у дослідній воді складала менше 50%.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Антоняк Г. Л., Багдай Т. В., Першин О. І., Бубис О. Є., Панас Н. Є., Олексюк Н. П. (2015). Метали у водних екосистемах та їх вплив на гідробіонти. Біологія тварин. 17 (2). 9 – 22.

Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод (2006). Під ред. В.Д. Романенка. Київ. 408 с.

Трахтенгерц Г.А. (2012). Гігієнічні проблеми проектування хвостосховищ та шламонакопичувачів підприємств гірничо-металургійного комплексу України. Гігієна населених місць. 59. 101–107.

СЕКЦІЯ VI: ФІЗІОЛОГО-БІОХІМІЧНІ МЕХАНІЗМИ АДАПТАЦІЇ ГІДРОБІОНТІВ ДО ЗМІН ЕКОЛОГІЧНИХ ЧИННИКІВ

УДК 556.314:582.263
Т.О. ЛЕОНТЬЄВА, Ю.Г. КРОТ, О.М. УСЕНКО, Ю.М. КРАСЮК, Л.С.КІПНІС
Інститут гідробіології НАН України,
проспект Володимира Івасюка, 12, Київ 04210, Україна

ВМІСТ СПОЛУК НЕОРГАНІЧНОГО АЗОТУ У КУЛЬТУРАЛЬНОМУ СЕРЕДОВИЩІ ПРИ ВИРОЩУВАННІ ЗЕЛЕНИХ МІКРОВОДОРОСТЕЙ (CHLOROPHYTA)

При вирощуванні мікроводоростей в штучних умовах культуральне середовище повинно містити комплекс необхідних для їх функціонування поживних речовин, до яких належать сполуки неорганічного азоту – нітрати, нітрити, амоній (Klochenko et.al., 2003). У процесі життєдіяльності водорості їх споживають (Kumar et. al, 2020), а при загибелі виділяють низку речовин, серед яких є і вищенаведені сполуки, що змінюють хімічний склад культурального середовища. При цьому кількісний та якісний склад сполук неорганічного азоту змінюється в залежності від їх вихідної кількості, дії абіотичних чинників та виду (Klochenko et.al., 2003). При вирощуванні високопродуктивних видів зелених мікроводоростей, до яких можна віднести – *Tetradesmus dimorphus* і *Desmodesmus brasiliensis* (Leontieva et. al., 2024), відбувається пришвидшення даних процесів.

У зв’язку з цим, дослідження спрямоване за з’ясування вмісту сполук неорганічного азоту на різних фазах росту *T. dimorphus* і *D. brasiliensis* у культуральних середовищах з різним біогенним навантаженням.

Об’єктами досліджень обрано альгологічно чисті культури зелених мікроводоростей з колекції культур (HPDP) Інституту гідробіології НАН України (Білоус та ін.., 2018): *Desmodesmus brasiliensis* (Bohlin) E. Hegew HPDP—102 і *Tetradesmus dimorphus* (Turpin) M.J.Wynne (= *Acutodesmus dimorphus* (Turpin) P. Tsarenko) HPDP—108. Дослідження проводили в аквакамерах з регульованим температурним режимом (27,5±0,5 °C) та інтенсивністю освітлення 47,5 мкмоль/м^2 за співвідношення світла і темряви — 16 : 8 год. Перемішування культур здійснювали шляхом подачі у культиваційні ємності атмосферного повітря (38 дм^3/хв). До складу поживного середовища входили відстояна або водопровідна вода (показники якості відповідали санітарним нормам і добре узгоджувались з технологічними нормативами вирощування зелених мікроводоростей в штучних умовах (Киселёв, 1999), водопровідна вода, біогенні елементи та інші неорганічні речовини. Досліджувані культуральні середовища № 1 і № 2 містили азот у формі нітратів, концентрація якого становила 81,7 і 692,7 мг N/дм^3, відповідно. Тривалість експозиції дорівнювала 70 діб. Вивчення особливостей хімічного складу поживного середовища в процесі життєдіяльності та відмирання культур *T. dimorphus* і *D. brasiliensis* проводили на різних фазах їх росту за вмістом іонів NH_4^+, NO_2^- і NO_3^- стандартними гідрохімічними методами (Арсан та ін., 2006).

У ході експерименту показано, що на початку лаг-фази досліджувані середовища (№ 1 і № 2) характеризувалися низькою концентрацію іонів амонію та нітритів. При цьому вміст нітратного азоту у середовищі № 2 був у 8,5 рази вищим, ніж у № 1.

На початку експоненційної фази росту спостерігалося поступове накопичення іонів NH_4^+. Так, при вирощуванні *T. dimorphus* вміст амонійного азоту у середовищах № 1 і № 2 в її першу половину (14-та доба), порівняно з лаг-фазою підвищився відповідно у 32,4 та 28,0 разів із подальшим збільшенням (39-та доба) ще у 1,5 і 2,2 рази. При культивуванні *D. brasiliensis* вміст NH_4^+ у середовищах № 1 і № 2 мав подібну динаміку: у першу половину зазначеної фази він збільшувався відповідно у 23,0 та 26,8 рази, а наприкінці – у 2,2 і 2,2 рази.

Слід відмітити, що перша половина експоненційної фази росту характеризується значним підвищенням величини pH, супроводжуючись переходом частини іонів NH_4^+ у неіонізовану форму NH_3, яка може інгібувати фотосинтетичний процес і значно знижувати інтенсивність перебігу метаболічних процесів (Rossi et.al., 2020). Зокрема, при вирощуванні *T. dimorphus* і *D. brasiliensis* відбувалося збільшення величини pH, на середовищі № 1 (з 23 % до 86 і 54 %) і № 2 (з 17 % до 68 і 87 %), що свідчить про перехід більшої частини амонійного азоту у NH_3 У другій половині експоненційної фази росту при вирощуванні *T. dimorphus* на середовищі № 2 та *D. brasiliensis* на середовищі № 1 зафіксовано підвищення водневого показника до 9,6. Слід зазначити, що на даних середовищах досліджувані види мали найвищу чисельність клітин (Леонтьєва та ін., 2024). При цьому для культури *T. dimorphus* на середовищі № 1 та *D. brasiliensis* — на середовищі № 2 спостерігалася зворотна тенденція — зниження величини pH відповідно до 9,4 і 9,5. У роботі (Jia et.al., 2016) показано, що зниження величини pH культурального середовища відбувається внаслідок більш значного рівня відмирання клітин мікроводоростей, що супроводжується зростанням концентрації органічних сполук та росту чисельності бактерій. З іншого боку, підвищена активність клітин водоростей до споживання CO_2 і поглинання амонійного азоту теж може викликати коливання величини pH (Jia et. al., 2016).

Дослідження вмісту нітритного азоту у культуральних середовищах виявило подібну тенденцію їх накопичення при порівнянні з іонами амонію. Зокрема, при вирощуванні культур *T. dimorphus* та *D. brasiliensis* на середовищі № 1 його вміст у першу половину експоненційної фази росту (14-та доба) підвищувався відповідно у 1,7 та 3,8 рази з наступним збільшенням наприкінці (35-та доба) у 34,3 і 35,6 разів, порівняно з початковими значеннями. У середовищі № 2 вміст нітритів у першій половині даного періоду експоненційної фази був у 5,1 та 23,5 рази вищим порівняно з початковими величинами відповідно для *T. dimorphus* та *D. brasiliensis*, з подальшим його збільшенням наприкінці зазначеної фази у 60,8 та 68,7 разів. Водночас, збільшення вмісту нітритного азоту було помітнішим при вирощуванні *T. dimorphus* та *D. brasiliensis* на середовищі № 2 відповідно у 1,8 та 1,9 рази порівняно з № 1. Варто зазначити, що характерною рисою росту культур зелених водоростей за наявності у поживному середовищі нітратного азоту є його трансформація у нітритний азот з подальшим накопиченням у культуральному середовищі (Клоченко та ін., 2000).

Вміст нітратів при проходженні експоненційної фази росту досліджених культур культур мав тенденцію до зменшення. Так, у середовищі №1 їхня концентрація на середину даного періоду (14-та доба) була нижчою порівняно з лаг-фазою у 3,5 та 1,2 рази, а наприкінці — у 4,5 і 16,3 рази відповідно для *T. dimorphus* та *D. brasiliensis*. Водночас у середовищі № 2 концентрація нітратного азоту на середину експоненційної фази росту порівняно з лаг-фазою знижувалась у 1,3 і 1,2 рази, а наприкінці – у 1,4 та 1,3 рази відповідно для *T. dimorphus* і *D. brasiliensis*. Зменшення концентрації нітратного азоту у поживному середовищі відбувається за рахунок його асиміляції клітинами

мікроводоростей шляхом відновлення іонів NO_3^- за участі нітрат- та нітритредуктази до амонію (Nezbrytska et. al., 2021).

Фаза відмирання культур *T. dimorphus* та *D. brasiliensis* супроводжувалась підвищенням кількості клітин, що зазнають лізису, та як наслідок – збагаченням середовища «клітинним екстрактом». Так, середовище з низькою концентрацією біогенних елементів (№ 1) характеризувалося зменшенням вмісту всіх форм неорганічного азоту до мінімальних значень (<0,6 мг/дм^3). Водночас більш збагачене поживне середовище (№ 2) характеризувалося тенденцією до підвищення концентрації нітритів, незначного коливання нітратів та повного видалення амонійного азоту. Зокрема, вміст азоту нітритів у середовищах культивування *T. dimorphus* та *D. brasiliensis* збільшився відповідно у 4,0 та 11,7 разів.

Таким чином, упродовж експоненційної фази росту зелених мікроводоростей *T. dimorphus* та *D. brasiliensis* культуральні середовища № 1 і № 2 мали тенденцію до зменшення вмісту нітратів з одночасним підвищенням вмісту амонію та нітритів. При переході культур на фазу відмирання середовище менш збагачене азотом нітратів характеризувалося відсутністю усіх форм неорганічного азоту до кінця експерименту, в той час як середовище, де початкова кількість NO_3^- була у 8,5 разів вищою, -– видаленням амонійного, підвищенням нітритного та незначним коливанням нітратного азоту.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Арсан, О. М., Давидов, О. А., Дьяченко, Т. М., Евтушенко, М. Ю., Жукинський, В. М., Кирпенко, Н. І. та ін. (2006). Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод. За ред. В. Д Романенка. НАНУ: Ін-т гідробіології. К: Логос, 408 с.

Білоус О. П., Незбрицька І. М., Клоченко П. Д., Кірпенко Н. І. (2018). Колекція культур мікроводоростей HPDP. Київ, 36 с.

Киселёв А. Ю. Биологические основы и технологические принципы разведения и выращивания объектов аквакультуры в установках с замкнутым циклом водообеспечения: Автореф. дис. ... докт. биол. наук. М., 1999. 62 с.

Клоченко П. Д., Медведь В. А., Борисова Е. В., Царенко П. М. (2000). Особенности накопления нитритного азота в культурах хлорококковых (Chlorococcales, Chlorophyta) водорослей. Альгология, Т. 10, № 3. Р. 257–264.

Jia H., Yuan Q. (2016). Removal of nitrogen from wastewater using microalgae and microalgae-bacteria consortia. Cogent Environmental Science, Vol. 2, № 1.

Klochenko P. D., Grubinko V. V., Gumenyuk G. B., Arsan O. M. (2003). Peculiarities of ammonium nitrogen assimilation in green and blue-green algae. Hydrobiological Journal, Vol. 39, № 6. P. 102–108.

Kumar A., Bera S. (2020). Revisiting nitrogen utilization in algae: A review on the process of regulation and assimilation. Bioresource Technology Reports, Vol. 12. 100584.

Leontieva T., Krot Yu., Usenko O. M. (2024). Physiological and biochemical state of green microalgae (Chlorophyta) under different nutrients' content in the cultural medium. Hydrobiological Journal, Vol. 60, № 5. P. 47–57.

Leontieva T., Krot Yu., Usenko O. M., Konovets I. M., Kipnis L. S., Krasyuk Yu. M. (2024). Criteria for evaluation the production potential of green microalgae (Chlorophyta) for mass cultivation. Hydrobiological Journal, Vol. 60, № 2. P. 57–65.

Nezbrytska I. M., Shamanskyi S. Y., Boichenko S. V., Kharchenko G. V. (2021). Some problems of the use of microalgae for nitrogen and phosphorus removal from wastewater (a Review). Hydrobiological Journal, 57, № 2. P. 62–78.

УДК 574.64:574.5
О. В. РОМАНЕНКО
Національний медичний університет імені О.О. Богомольця,
Берестейський проспект, 34, Київ 03057, Україна
Інститут гідробіології НАН України,
проспект Володимира Івасюка, 12, Київ 04210, Україна

ЕКОТОКСИКОЛОГІЧНІ АСПЕКТИ АНАЛІЗУ БІОТИЧНИХ ЧИННИКІВ У КОНТИНЕНТАЛЬНИХ ВОДОЙМАХ

Досліджуючи присутні у водних екосистемах чинники різної природи, що можуть впливати на життєдіяльність тварин і людини, гідроекологія сприяє розвитку медичної біології – сучасного напрямку в науці та освіті, акцентованому на комплексі питань, пов'язаних, зокрема, із забезпеченням оптимальних умов існування людини, з аналізом місця останньої в природному навколишньому середовищі. У зв'язку з позначеним, окрема увага медичною біологією приділяється середовищам поширення організмів. При цьому вона у важливих в контексті впливу на людину питаннях, що стосуються, зокрема, проявів біологічної активності водяними організмами, багато в чому спирається на здобутки гідроекології. Згаданий аспект медичної біології актуалізується присутністю у водних об'єктах тих екологічних чинників, що можуть прямо або опосередковано впливати на життєдіяльність людини, серед яких потребують урахування, для прикладу, виявлені у гідроекосистемах ксенобіотики різного походження, цисти збудників протозойних хвороб і проміжні стадії в циклах розвитку збудників гельмінтозів людини, організми-продуценти речовин з токсичними властивостями (Романенко, 2011, 2022; Романенко та ін., 2015). До останньої з названих вище категорій екологічних чинників у континентальних водоймах належать, зокрема, ціанобактерії, масове розмноження і з часом відмирання яких асоціюється з явищем «цвітіння» води (Романенко, 2001). Це явище поширене в умовах антропогенної евтрофікації водних об'єктів і негативно впливає на їх рекреаційний потенціал, спричинює погіршення якості води в них й обмежує можливості їх використання для забезпечення потреб населення, а також супроводжується появою у гідроекосистемах утворюваних ціанобактеріями небезпечних для певних представників тваринного світу і людини ціанотоксинів. У водних об'єктах, де спостерігається явище «цвітіння» води, такі сполуки можуть акумулюватися у водяних безхребетних тваринах й рибах і за вживання останніх у їжу людиною потрапляти в її організм, спричинюючи інтоксикацію. Однак, найчастіше інтоксикація ціанотоксинами відбувається внаслідок використання людиною для пиття води, джерелом якої слугує саме та водойма, в якій масово розмножуються ціанобактерії-продуценти відповідної токсичної сполуки, а іноді може відбуватися й за випадкового потрапляння води разом з ціанотоксинами з такої водойми до організму людини, наприклад, під час певних форм діяльності останньої.

Відомості про ціанотоксини і про безпосередньо причетних до їх синтезу ціанобактерій важливі, зокрема, для медичних працівників, які мають оперативно з'ясовувати причини патологічного стану в пацієнта і у відповідності до цього надавати йому необхідну медичну допомогу. Тому актуальним питанням є характеристика найбільш небезпечних для людини груп ціанотоксинів, а саме гепатотоксинів і нейротоксинів.

Здатність до утворення ціанотоксинів притаманна певним поширеним у континентальних водоймах представникам ціанобактерій й потребує окремого аналізу в ході підготовки медичних працівників в закладах вищої освіти, враховуючи, зокрема, наступне: 1) виділений з ціанобактерії *Mycrocystis aeruginosa* гепатотоксин мікроцистин є циклічним гептапептидом, у складі якого 7 амінокислотних залишків ("Cyanobacterial toxins: microcystins", 2020). Мікроцистини синтезуються представниками родів *Dolichospermum, Fischerella, Gloeotrichia, Microcystis, Nodularia, Nostoc, Oscillatoria, Planktothrix*. Потрапивши до теплокровного організму, мікроцистини спричинюють перш за все порушення у функціонуванні печінки. Після транспортування у гепатоцити, вони виявляють властивості інгібіторів білкових фосфатаз, зумовлюють дестабілізацію цитоскелету, апоптоз, некроз; 2) продукуємий ціанобактерією *Nodularia spumigena* гепатотоксин нодуларин є циклічним пентапептидом, у складі якого 5 амінокислотних залишків ("Cyanobacterial toxins: microcystins", 2020). Нодуларини утворюються представниками родів *Nodularia* та *Nostoc*, багато з яких надають перевагу солонуватим водам. Результат впливу нодуларинів на теплокровний організм нагадує такий в мікроцистинів; 3) відомий гепатотоксин ціліндроспермопсин є алкалоїдом ("Cyanobacterial toxins: cylindrospermopsins", 2020). Ціліндроспермопсини синтезуються представниками родів *Aphanizomenon, Dolichospermum, Microseira, Raphidiopsis, Umezakia*. Названі сполуки на відміну від переважної більшості інших ціанотоксинів не утримуються всередині життєздатних клітин-продуцентів, а в основному виходять з них і опиняються в оточуючому ціанобактерій водному середовищі. Причому, кип’ятіння води не призводить до деструкції ціліндроспермопсинів. В гепатоцитах постраждалого організму ціліндроспермопсин спричинює послаблення біосинтезу білка; 4) серед нейротоксинів відомим є анатоксин-а; це – алкалоїд ("Cyanobacterial toxins: anatoxin-a", 2020). Утворюються анатоксини представниками родів *Cylindrospermum, Cuspidothrix, Microcystis, Oscillatoria, Planktothrix, Phormidium, Tychonema, Woronichinia, Chrysosporum, Dolichosperum, Raphidiopsis*. Ефективно конкуруючи з природним нейротрансмітером ацетилхоліном в холінергічних синапсах за зв’язування з нікотиновими ацетилхоліновими рецепторами, локалізованими у хребетних організмів, зокрема, на м’язових волокнах, анатоксин-а (який не розщеплюється присутнім у холінергічному синапсі ферментом ацетилхолінестеразою) обумовлює в останніх тривалу деполяризацію і, відповідно, скорочення; проте у подальшому через десентизацію названих рецепторів не спостерігається очікуваної реакції м’язового волокна у відповідь на викликану подразненням нерву квантову секрецію нейротрансмітера ацетилхоліну з нервового закінчення у синаптичну щілину; 5) незворотне пригнічення активності згаданого вище фермента ацетилхолінестерази може відбуватися за зв’язування з ним гуніатоксину – нейротоксину, який є фосфорильованим циклічним N-гідроксігуанідіном і синтезується представниками роду *Dolichospermum* (Fiore et al., 2020); 6) одним з вкрай небезпечних нейротоксинів є сакситоксин; це – алкалоїд ("Cyanobacterial toxins: saxitoxins", 2020). У прісноводних екосистемах сакситоксини синтезуються представниками родів *Chrysosporum, Cuspidothrix, Cylindrospermun, Dolichospermum, Microseira, Moorea, Oxynema, Planktothrix, Raphidiopsis, Scytonema*. Сакситоксин, зв’язуючись у нейронах з чутливою структурою в потенціалзалежному натрієвому каналі, спричинює блокування іонного струму через нього, внаслідок чого у хребетного організму не відбувається проведення потенціалу дії аксоном.

Таким чином, гепатотоксини і нейротоксини вибірково взаємодіють з характерними мембранними і внутрішньоклітинними структурами, спричинюючи у постраждалому організмі порушення важливих для життєдіяльності процесів. Знання про ціанотоксини та їх продуцентів є корисними для формування природничо-наукової компетентності в здобувачів вищої освіти, при цьому оволодіння ними відповідними практичними навичками має відбуватися з урахуванням визнаних міжнародною науковою спільнотою принципів і норм біоетики, що стосуються методології біологічних досліджень (Романенко, Груша, 2021).

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Романенко, В. Д. (2001). Основи гідроекології: Підручник. Київ: Обереги, 728 с.

Романенко, О. В. (2022). Гідроекологічні аспекти поширення збудників трематодозів. Екологічні науки: науково-практичний журнал, 2(41), 135–140.

Романенко, О. В. (2011). Екологія отруйних тварин та їх токсини. Київ: КІМ, 184 с.

Романенко, О. В., Арсан, О. М., Кіпніс, Л. С., Ситник, Ю. М. (2015). Екологічні проблеми київських водойм і прилеглих територій. За ред. О. В. Романенка. Київ: Наукова думка, 192 с.

Романенко, О. В., Груша, М. М. (2021). Біоетичні аспекти методології гідробіологічних досліджень. Екологічні науки: науково-практичний журнал, 6(39), 91–95.

Cyanobacterial toxins: anatoxin-a and analogues. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality and Guidelines for safe recreational water environments. WHO/HEP/ECH/WSH/2020.1. (2020). Geneva: World Health Organization, 21 p.

Cyanobacterial toxins: cylindrospermopsins. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality and Guidelines for safe recreational water environments. WHO/HEP/ECH/WSH/2020.4. (2020). Geneva: World Health Organization, 31 p.

Cyanobacterial toxins: microcystins. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality and Guidelines for safe recreational water environments. WHO/HEP/ECH/WSH/2020.6. (2020). Geneva: World Health Organization, 55 p.

Cyanobacterial toxins: saxitoxins. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality and Guidelines for safe recreational water environments. WHO/HEP/ECH/WSH/2020.8. (2020). Geneva: World Health Organization, 24 p.

Fiore, M. F., de Lima, S. T., Carmichael, W. W., McKinnie, S. M. K., Chekan. J. R., Moore, B. S. (2020). Guanitoxin, re-naming a cyanobacterial organophosphate toxin. Harmful Algae, 92(February), 101737.

УДК 597.551.2:577.2:579.67
Д. А. ФІЛОНЕНКО
Національний університет «Чернігівський колегіум» імені Т. Г. Шевченка
вул. Гетьмана Полуботка, 53, Чернігів, 14017, Україна

ЗМІНИ ВМІСТУ НУКЛЕЇНОВИХ КИСЛОТ В ТКАНИНАХ КОРОПА ЛУСКАТОГО (*CYPRINUS CARPIO* L.) РІЗНОГО ВІКУ ЗА НАЯВНОСТІ МІКОТОКСИНУ Т2 В СЕРЕДОВИЩІ

Нуклеїнові кислоти є основою генетичного матеріалу всіх живих організмів, і їхній вміст у тканинах організмів відображає функціональний стан клітин. Вплив різних токсичних речовин, зокрема мікотоксинів, на живі організми є важливим напрямом досліджень в екології та біології. Одним із таких мікотоксинів є Т-2 токсин, який є продуктом життєдіяльності грибів роду Fusarium. Цей токсин виявляє сильну токсичність для тварин і може викликати численні патологічні зміни в організмі (Апецько, 2021).Вивчення змін вмісту нуклеїнових кислот у тканинах коропа лускатого (*Cyprinus carpio* L.) різного віку під впливом мікотоксину Т-2 є важливим для розуміння механізмів токсичності та можливих наслідків для водних екосистем (Полотнянко, 2023).

На сьогоднішній день проблема забруднення водних екосистем мікотоксинами стає дедалі актуальнішою через зростання масштабів сільськогосподарської діяльності та використання агрохімікатів (Лукаш, 2012). Мікотоксини, потрапляючи у водойми, можуть накопичуватися в організмах риб, що призводить до змін на молекулярному рівні, які можуть негативно вплинути на здоров'я риб і, відповідно, на біорізноманіття екосистеми (Пполотнянко, 2023). Вивчення змін вмісту нуклеїнових кислот у тканинах риб під впливом мікотоксинів дозволяє виявити механізми їхнього впливу на організми та оцінити ризики для здоров'я риб і стабільності водних екосистем.

Метою нашого дослідження було вивчення кількісного вмісту нуклеїнових кислот в тканинах коропа лускатого (*Cyprinus carpio* L.) за наявності мікотоксину Т2 в середовищі залежно від віку риб.

Дослідження проводилися на базі проблемної лабораторії екологічної біохімії, іхтіології та біокорозії Національного університету «Чернігівський колегіум» імені Т.Г. Шевченка. Об'єктом дослідження слугували деякі метаболіти ліпідного обміну в крові коропа лускатого (*Cyprinus carpio* L.). Риб відбирали з природних водойм (ВАТ «Чернігіврибгосп»). Піддослідних риб адаптували до умов акваріума не менше 3 діб. Протягом всього періоду досліджень підтримували гідрохімічний режим. Вміст кисню знаходилося в межах 9,6-12,5 мг / дм3; pH – 7,4-8,4; аміаку – 0,014 мг / дм3. Зазначені умови не викликали розвитку в організмі коропа гіпоксії, гіперкапнії, гіпотермії. За даними іхтіопатологічних досліджень риб ектопаразити не виявлені. Стрічкові паразити також не зафіксовані. Експеримент проводили в 200-літрових акваріумах з відстояною водопровідною водою, рибу в які розміщували з розрахунку 1 особина на 40 дм^3 води. Концентрація Т2 токсину відповідала 2 ГДК. Після встановленого часу впливу ксенобіотиків тварини були декапітовані з додержанням вимог Міжнародних принципів Гельсінської декларації про гуманне ставлення до тварин (World Medical Association Declaration of Helsinki, 2002).

Рівень ДНК у тканинах (мозок, печінка, білі м’язи) коропа різного віку (цьогорічки і дворічки) сталий і дає уявлення про кількість клітин у досліджуваній тканині. Рівень ДНК залежить від кількості зруйнованих клітин, оскільки ДНК

відображає ступінь деструкції. Рівень РНК мінливий залежно від інтенсивності функціональної активності клітин та характеризує її здатність до синтезу. У коропа дворічки в результаті дії Т2 мікотоксину в печінці спостерігалося збільшення співвідношення вмісту РНК/ДНК відповідно на 76% та 46% відносно риб контрольної групи. За дії токсину вміст ДНК в білих м'язах дворічки зменшується на 16%, одночасно спостерігали незначне збільшення РНК всього на 11% відносно контрольної групи. За токсичної дії вміст РНК в цій тканині цьогорічки зменшується в 2 рази ($P<0,001$). Вплив мікотоксину на показники коропа дворічки в порівнянні з показниками коропа цьогорічки проявився у значному підвищенні кількісного показника РНК у 2,5 рази ($P<0,001$) відносно контролю, тоді як вміст ДНК збільшився на 16%. Таким чином, як свідчать наші дослідження нуклеїнових кислот в різних тканинах Cyprinus carpio L. за дії токсичних умов, вираженість змін кількісного спектра нуклеїнових кислот характеризується значною зміною їх вмісту і активності залежно від віку. Виявлена безпосередня залежність між порушеннями нуклеїнового гомеостазу та токсиканту. Дослідження показали, що мікотоксин Т-2 значно впливає на вміст нуклеїнових кислот у тканинах коропа лускатого різного віку. Було виявлено вікові відмінності в реакції організму на токсин, що свідчить про можливу різницю в механізмах адаптації та захисту від токсичних впливів. Отримані дані можуть бути використані для розробки стратегій мінімізації негативного впливу мікотоксинів на рибні популяції та для оцінки екологічного стану водойм.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Апецько А. М., Симонова Н. А., Мехед О. Б. (2021). Зміни біохімічних показників в органах та тканинах коропа лускатого Cyprinus carpio L. за дії гербіцидів в поєднанні із солями цинку. *Сучасні проблеми теоретичної і практичної іхтіології*: Матеріали XIV Міжнародної іхтіологічної науково-практичної конференції (м. Харків, 23-25 вересня 2021 року). Харків: Факт. С. 9-13

Лукаш О.В., Сапєгін Л.М., Кирієнко С.В., Лукаш І.М., Дайнеко М.М., Тимофєєв С.Ф. (2012). Стан прибережно-водних екосистем на рекультивованих примостових ділянках Чернігівської і Гомельської областей у прикордонній смузі з Брянською обл. Вісник Дніпропетровського державного аграрного університету. № 1. С. 121–127.

Желай, М., Ячна, М., Мехед, О., Третяк, О. (2023). Адаптивні зміни іхтіологічних показників коропових риб за дії мікотоксину Т2. Природні ресурси прикордонних територій в умовах зміни клімату. С. 77-78

Мехед О. Б. (2013). Вміст нуклеїнових кислот в органах та тканинах коропа залежно від умов утримання. Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету ім. Володимира Гнатюка. Серія: Біологія. №3 (56). С. 73-78

Ніколаєнко, Т.М., Іващенко, М.О., Іващенко, Н.В., Мехед, О.Б. (2023). Біохімічні показники крові лабораторних тварин за дії мікотоксину Т2. Vin Smart Eco. 276-277

Пантюшенко І. М., Мехед О. Б.? Третяк О. П. (2012). Особливості нуклеїнового гомеостазу цьогорічки коропа за токсичних умов утримання. Екологічний інтелект. 63-65.

Полотнянко Л.В., Мехед О.Б. (2023). Зміни біохімічних показників в тканинах коропа лускатого (*Cyprinus carpio* L.) під дією мікотоксину Т-2. *Актуальні проблеми дослідження довкілля* : Матеріали X Міжнародної наукової конференції. Суми : Сумський державний педагогічний університет імені А. С. Макаренка. С. 205-207

Полотнянко Л., Мехед О. (2023). Накопичення мікотоксинів у м'язах коропа лускатого (*Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758) при згодовуванні корму, контамінованого Т2-

токсином. *Природні ресурси прикордонних територій в умовах зміни клімату*. VII Міжнародна наукова конференція: програма, тези доповідей. Чернігів : ДЕСНА-Поліграф. С. 105-106

World Medical Association Declaration of Helsinki: Ethical Principles for Medical Research Involving Human Subjects. UMS. 2002. P. 42—46.

Symonova N.A., Mekhed O.B., Kupchyk O.Y., Tretyak O.P. (2018). Toxicants in the degradation of lipids in the orginism scaly carp. *Ukrainian Journal of Ecology* Volume 8, No 4. P. 6-10

УДК 591.133:597.552.51:577.151.6

С. М. МАТЮШКО, Н. А. СИМОНОВА
Національний університет «Чернігівський колегіум» імені Т. Г. Шевченка
вул. Гетьмана Полуботка, 53, Чернігів, 14017, Україна

ЗМІНИ АКТИВНОСТІ ФЕРМЕНТІВ СИСТЕМИ АНТИОКСИДАНТНОГО ЗАХИСТУ У ПЕЧІНЦІ КОРОПА ЛУСКАТОГО (*CYPRINUS CARPIO* L.) ЗА НАЯВНОСТІ МІКОТОКСИНУ Т2 В СЕРЕДОВИЩІ

Антиоксидантна система організму відіграє ключову роль у захисті клітин від оксидативного стресу, який може бути спричинений різноманітними факторами, включаючи токсини, забруднення навколишнього середовища та патогени (Симонова, 2022). Мікотоксин Т-2, що продукується грибами роду *Fusarium*, є одним із найнебезпечніших токсинів, який впливає на тварин і людей (Мехед, 2022). У рибництві, особливо в умовах інтенсивного виробництва, мікотоксини можуть накопичуватися у водоймах через забруднення кормів і води, що призводить до значних проблем зі здоров'ям риб. В той же час біохімічні показники є доволі чутливим маркером змін в організмах тварин (Апецько, 2021).

Короп лускатий (*Cyprinus carpio* L.) є однією з найбільш поширених видів риб, які використовуються в ставковому господарстві. Печінка коропа відіграє центральну роль у детоксикації та нейтралізації шкідливих сполук, включаючи мікотоксини. Однак вплив мікотоксину Т-2 на антиоксидантну систему коропа, зокрема на активність ферментів у печінці, залишається недостатньо дослідженим.

Актуальність дослідження зумовлена загрозою, яку мікотоксин Т-2 становить для здоров'я риб у сучасному рибництві. Мікотоксини можуть не лише викликати різноманітні патології, але й негативно впливати на продуктивність рибницьких господарств, що призводить до економічних втрат (Симонова, 2018). Вивчення змін активності ферментів антиоксидантного захисту в печінці коропа за дії мікотоксину Т-2 дозволить глибше зрозуміти механізми захисних реакцій організму риб на оксидативний стрес і сприятиме розробці ефективних методів профілактики та лікування токсикозів у рибництві.

Метою нашого дослідження було вивчення активності ферментів системи антиоксидантного захисту у печінці коропа лускатого (*Cyprinus carpio* L.) За наявності мікотоксину Т2 в середовищі.

Дослідження проводилися на базі проблемної лабораторії екологічної біохімії, іхтіології та біокорозії Національного університету «Чернігівський колегіум» імені Т.Г. Шевченка. Об'єктом дослідження слугували деякі метаболіти ліпідного обміну в крові коропа лускатого (*Cyprinus carpio* L.). Риб відбирали з природних водойм (ВАТ «Чернігіврибгосп»). Піддослідних риб адаптували до умов акваріума не менше 3 діб.

Протягом всього періоду досліджень підтримували гідрохімічний режим. Вміст кисню знаходилося в межах 9,6-12,5 мг / дм3; pH – 7,4-8,4; аміаку – 0,014 мг / дм3. Зазначені умови не викликали розвитку в організмі коропа гіпоксії, гіперкапнії, гіпотермії. За даними іхтіопатологічних досліджень риб ектопаразити не виявлені. Стрічкові паразити також не зафіксовані. Експеримент проводили в 200-літрових акваріумах з відстояною водопровідною водою, рибу в які розміщували з розрахунку 1 особина на 40 дм^3 води. Концентрація Т2 токсину відповідала 2 ГДК. Після встановленого часу впливу ксенобіотиків тварини були декапітовані з додержанням вимог Міжнародних принципів Гельсінської декларації про гуманне ставлення до тварин (World Medical Association Declaration of Helsinki, 2002). У тканинах печінки визначались активність супероксиддисмутази (КФ 1.15.1.1), глутатіонпероксидази (КФ 1.11.1.9) і каталази (КФ 1.11.1.6). Одержані цифрові дані опрацьовували статистично за допомогою програми Microsoft EXCEL.

В результаті дослідження було встановлено, що активність супероксиддисмутази в печінці коропа лускатого підвищилася на 15,2% за дії мікотоксину. Активність глутатіонпероксидази за дії токсичної речовини практично не змінилася - активність ферменту зросла на 6,8%. Що стосується каталази, то за умов інтоксикації активність ферменту невірогідно знизилася на 3%.

Таким чином, під впливом мікотоксину Т-2 виявлено зростання активності супероксиддисмутази в печінці коропа лускатого на 15,2%, що свідчить про активацію антиоксидантної системи риб у відповідь на оксидативний стрес. Активність глутатіонпероксидази за дії токсичної речовини змінилася незначно, підвищившись лише на 6,8%, що може свідчити про слабку реакцію цього ферменту на інтоксикацію. Активність каталази за умов впливу мікотоксину Т-2 невірогідно знизилася на 3%, що вказує на можливе пригнічення даного ферменту в умовах інтоксикації, проте ця зміна є незначною. Загалом, результати свідчать про специфічні зміни в активності ферментів антиоксидантної системи коропа під впливом мікотоксину, що підкреслює необхідність подальшого дослідження механізмів захисту організму риб від токсинів.Одержані результати свідчать про значні зміни активності антиоксидантних ферментів у печінці цьогорічки коропа лускатого за дії мікотоксину Т2. Наявність багатоступеневої АОС захисту клітини, яка склалася в ході філогенетичного розвитку, зумовлює складність причинонаслідкових відносин між біохімічними процесами і направлена, в першу чергу, на збереження оптимального метаболічного балансу клітини.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Апецько А. М., Симонова Н. А., Мехед О. Б. (2021). Зміни біохімічних показників в органах та тканинах коропа лускатого Cyprinus carpio L. за дії гербіцидів в поєднанні із солями цинку. *Сучасні проблеми теоретичної і практичної іхтіології*: Матеріали XIV Міжнародної іхтіологічної науково-практичної конференції (м. Харків, 23-25 вересня 2021 року). Харків: Факт. С. 9-13

Мехед О., Полотнянко Л., Папка А. (2022). Мікроміцети шкіри та зябер коропа за дії поверхнево-активних речовин. *BHT: Biota. Human. Technology*. Національний університет «Чернігівський колегіум» імені Т. Г. Шевченка. No1. 67-74

Симонова Н. А., Полотнянко Л. В., Мехед О. Б. (2022). Зміни вмісту продуктів перекисного окиснення ліпідів в тканинах та органах коропа лускатого за дії полютанів. *Актуальні проблеми сучасної біохімії, клітинної біології та фізіології*: матеріали VI Міжнародної наукової конференції, 6-7 жовтня 2022 р., м. Дніпро, Україна. Дніпро: Видавництво «Ліра». С. 71-73

Ячна М. Г., Мехед О. Б., Третяк О. П., Яковенко Б. В. (2019). Вміст фосфоліпідів у тканинах коропа лускатого (*Cyprinus carpio* L.) за дії натрій лаурилсульфатвмісного та безфосфатного синтетичних миючих засобів. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету імені В. Гнатюка*. Серія : Біологія. Тернопіль, № 2 (76). С.48-52.

Symonova N.A., Mekhed O.B., Kupchyk O.Y., Tretyak O.P. (2018). Toxicants in the degradation of lipids in the orginism scaly carp. *Ukrainian Journal of Ecology* Volume 8, No 4. P. 6-10

World Medical Association Declaration of Helsinki: Ethical Principles for Medical Research Involving Human Subjects. UMS. 2002. P. 42—46.

УДК 597.551.214:591.044

М. Г. ЯЧНА, О. Б. МЕХЕД, О. П. ТРЕТЯК
Національний університет «Чернігівський колегіум» імені Т. Г. Шевченка
вул. Гетьмана Полуботка, 53, Чернігів, 14017, Україна

ОСОБЛИВОСТІ ЛІПІДНОГО ОБМІНУ КОРОПА ЛУСКАТОГО (*CYPRINUS CARPIO* L.) ЗА ВПЛИВУ ПОВЕРХНЕВО-АКТИВНИХ РЕЧОВИН

Актуальність дослідження особливостей ліпідного обміну коропа лускатого (*Cyprinus carpio* L.) під впливом ксенобіотиків полягає в зростаючій забрудненості водних екосистем токсичними речовинами. Ксенобіотики, які потрапляють у водойми, можуть суттєво впливати на метаболічні процеси у риб, зокрема на ліпідний обмін, що є критично важливим для їхнього здоров'я та виживання. Вивчення цих змін дозволяє оцінити екологічні ризики і розробити заходи щодо захисту рибних ресурсів. Крім того, отримані дані можуть бути використані для покращення методів моніторингу якості води (Грубінко, 2011). Раніше було досліджено зміни кількісного вмісту загальних ліпідів в деяких тканинах коропа лускатого за комбінованого впливу гербіцидів та солей важких металів (Аравін, 2021), також вивчено вплив гербіцидів (Мехед, 2013, 2019). Було започатковано вивчення ліпідного обміну у риб за дії синтетичних миючих засобів (Ячна, 2019). Таким чином, дослідження особливостей ліпідного обміну коропа лускатого за впливу поверхнево-активних речовин має значення для екології, рибництва та охорони навколишнього середовища.

Метаболізм ліпідів тісно пов'язаний з функціонуванням різних систем органів, грає важливу роль в розвитку і підтримці гомеостазу. Вивчення ліпідного обміну у риб має особливий інтерес, оскільки будь-які зміни в показниках метаболізму свідчать про адаптацію гідробіонтів до екстремальних умов середовища (Лярвін, 2013).

Метою нашого дослідження було вивчення індивідуального впливу токсичних концентрацій деяких поверхнево-активних речовин на показники ліпідного обміну в крові дворічок коропа лускатого (*Cyprinus carpio* L.).

Дослідження проводилися на базі проблемної лабораторії екологічної біохімії, іхтіології та біокорозії Національного університету «Чернігівський колегіум» імені Т.Г. Шевченка. Об'єктом дослідження слугували деякі метаболіти ліпідного обміну в крові коропа лускатого (*Cyprinus carpio* L.). Риб відбирали з природних водойм (ВАТ «Чернігіврибгосп»). Піддослідних риб адаптували до умов акваріума не менше 3 діб. Протягом всього періоду досліджень підтримували гідрохімічний режим. Вміст кисню знаходилося в межах 9,6-12,5 мг / дм3; pH – 7,4-8,4; аміаку – 0,014 мг / дм3. Зазначені умови не викликали розвитку в організмі коропа гіпоксії, гіперкапнії, гіпотермії. За

даними іхтіопатологічних досліджень риб ектопаразити не виявлені. Стрічкові паразити також не зафіксовані. Експеримент проводили в 200-літрових акваріумах з відстояною водопровідною водою, рибу в які розміщували з розрахунку 1 особина на 40 дм^3 води.

У якості токсикантів використовували фосфати і фосфонати в гранично допустимих концентраціях 2 і 5 (ГДК) та лаурилсульфат натрію в концентрації 2 ГДК. Дослідження проводили з дотриманням вимог міжнародних принципів Гельсінської декларації про гуманне ставлення до лабораторних тварин (2002). У крові коропа визначали вміст тригліцеридів, холестерину, α- β-ліпопротеїдів, та лужної фосфатази.

Проведене дослідження свідчить, що рівень тригліцеридів за дії токсичних речовин значно варіює. Зокрема, дія фосфатів і фосфонатів в концентраціях 2 і 5 ГДК та лаурилсульфату натрію призвело до зниження рівня тригліцеридів у крові піддослідних риб.

Це свідчить про загальну тенденцію зниження рівня тригліцеридів в крові риб. Так, вміст тригліцеридів в контрольній групі склав 0,86 ± 0,09 ммоль / дм^3, в той час як за дії фосфатів в концентрації 2 ГДК показник знизився до 0,42 ± 0,02 ммоль / дм^3, а при дії фосфатів 5 ГДК до 0,31 ± 0,03 ммоль / дм^3.

Нами помічено зміну вмісту холестерину в крові при дії токсикантів за винятком лаурилсульфата натрію, який не призвів до зміни рівня холестерину. Вміст холестерину у риб контрольної групи склав 3,1 ± 0,31 ммоль / дм^3; при впливі 2 і 5 ГДК фосфатів – 2,9 ± 0,27 ммоль / дм^3 і 2,7 ± 0,19 ммоль / дм3 відповідно, що на 6 і 13%, нижче ніж в контролі. За впливу фосфатів різної концентрації активність фосфатази в крові зросла у порівнянні з контрольною групою. При концентрації 2 ГДК токсиканта активність ферменту становила 1,25 ± 0,11 од.акт., При 5 ГДК – 1,55 ± 0,13 од.акт.

Концентрація 2 ГДК токсикантів виявилася недостатньою для зміни вмісту ліпопротеїдів в крові коропа, в той час як 5 ГДК вивчених токсикантів викликає однакові зміни. Найбільший вплив на рівень α-ліпопротеїдів відзначено для лаурилсульфата натрію. Вміст β-ліпопротеїдів в крові коропа також має тенденцію до зниження при дії досліджуваних токсикантів

Внесення ксенобіотиків в воду призводить до зміни вмісту деяких компонентів ліпідного обміну – тригліцеридів, холестерину, α- і β-ліпопротеїдів, а також активності лужної фосфатази в крові коропа. Максимальні зміни викликало внесення фосфатів.

Зміни у вмісті тригліцеридів, холестерину, α-ліпопротеїдів, β-ліпопротеїдів, а також активності лужної фосфатази закономірно відображають передадаптаційні зміни в клітинних мембранах і свідчать про активацію деструктивних процесів в ліпідному обміні і зниженні адаптивного потенціалу. Встановлене зниження рівня тригліцеридів, холестерину, α- і β-ліпопротеїдів свідчить про пригнічення ліпідного обміну в організмі риб в присутності вивчених ксенобіотиків. Мінімальне пригнічення викликав лаурилсульфат натрію. Можна припустити, що лаурилсульфат натрію має найменший токсичний вплив на обмін ліпідів в організмі риб.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Аравін П.А., Ячна М.Г., Мехед О.Б., Третяк О.П. (2021). Зміни кількісного вмісту загальних ліпідів в деяких тканинах коропа лускатого за комбінованого впливу гербіцидів та солей важких металів. *Актуальні питання біологічної науки* : Збірник статей. Ніжин: НДУ імені Миколи Гоголя. С. 122-125

Грубінко В. В. (2011). Роль металів в адаптації гідробіонтів: еволюційно-екологічні аспекти. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету імені В. Гнатюка*. Серія : Біологія. Тернопіль. 237–262.

Ляврин Б.З., Рябченюк О. О., Хоменчук В. О., Курант В. З. (2013). Особливості вмісту неполярних ліпідів в тканинах коропа лускатого. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету імені В. Гнатюка*. Серія : Біологія. Тернопіль. 10–14.

Ячна М. Г., Мехед О. Б., Третяк О. П., Яковенко Б. В. (2019). Вміст фосфоліпідів у тканинах коропа лускатого (*Cyprinus carpio* L.) за дії натрій лаурилсульфатвмісного та безфосфатного синтетичних миючих засобів. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету імені В. Гнатюка*. Серія : Біологія. Тернопіль, № 2 (76). С.48-52.

Mekhed, O.B., Yakovenko, B.V., Iskevych, Y.V. (2019). Seasonal dynamics of herbicides' toxic impact on activity of enzymes of terminal gluconeogenesis reactions and t glucose content in carp tissues. *Hydrobiological Journal*, 55(3). 67–73.

Mekhed, O.B., Zhydenko, A.A. (2013). Impact of water pollution by herbicides zenkor and roundup on metabolism in liver of fishes of the fam Cyprinidae. *Hydrobiological Journal*, 2013, 49(5). 74–80.

World Medical Association Declaration of Helsinki: Ethical Principles for Medical Research Involving Human Subjects. UMS. 2002. P. 42—46.

УДК 604.4:[639.3.043:597.551.213]

О.О. ХУДИЙ, Л.М. ЧЕБАН, Л.В. ХУДА
Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича
вул. Коцюбинського, 2, Чернівці 58002, Україна

ЗАСТОСУВАННЯ ЕНЗИМНОГО ПРЕПАРАТУ ПРОТОСУБТИЛІН А-120 ТА ЙОГО КОМПОЗИЦІЇ З МІКРОВОДОРОСТЯМИ ЯК КОРМОВИХ ДОБАВОК ДЛЯ ВИРОЩУВАННЯ *CARASSIUS GIBELIO*

Одним з найголовніших чинників, що забезпечує ефективність вирощування об’єктів аквакультури є застосування якісних кормів, які у своєму складі містять збалансований комплекс основних поживних речовин (білків, вуглеводів, ліпідів та різних мікронутрієнтів, зокрема вітамінів, антиоксидантів тощо). Це забезпечує пришвидшений ріст, максимальний рівень виживаності особин та стабільне й своєчасне їх відтворення (Encarnaçăo, 2016).

В свою чергу, саме годівля формує основу вартості утримання господарства, оскільки до 70% усіх витрат припадає на закупівлю ефективних кормів для швидкого росту та розвитку риби. Це пов’язано з тим, що одним із основних складників гранульованих кормів, що використовуються в аквакультурі, є дороговартісне рибне борошно, вироблене з виловленої в природніх умовах риби. Дане борошно вважається найефективнішим джерелом білка для гідробіонтів. Однак брак ресурсів і зростання цін серйозно обмежують використання даного інгредієнту в аквакультурі.

Станом на сьогоднішній день з метою здешевлення вартості рибної продукції замість традиційного рибного борошна часто використовують різні замінники, створені на основі рослинної сировини, такі як соєве, пшеничне чи кукурудзяне борошно. Однак, таке рішення несе за собою ряд проблем, пов’язаних з важкодоступністю поживних речовин рослинного походження для організму риби. Це, в свою чергу, може викликати погіршення показників набору маси рибами і призвести до збільшення кількості використаного корму, що може бути нерентабельним для власника господарства.

Враховуючи зазначене, постає нагальна потреба у створенні недороговартісних кормів, що забезпечуватимуть підвищення продуктивності рибогосподарської діяльності шляхом пришвидшення набору маси, підвищення рівня виживаності молоді та покращення імунітету риб. Вирішенням даної проблеми може бути внесення до існуючих кормів різноманітних кормових добавок, зокрема ферментних препаратів класу гідролаз (Liang et al, 2021). Їх застосування в аквакультурі забезпечує:

– покращення рівня засвоєння протеїнів, вуглеводів та жирів корму завдяки руйнуванню клітинних стінок рослинних складників корму та гідролізу високомолекулярних сполук до мономерів;

– зростання активності власних травних ферментів риби і процесів всмоктування;

– зниження дефіциту травних ферментів на початкових стадіях розвитку, а також в умовах стресу.

Також, в якості кормових добавок в аквакультурі дедалі частіше використовують різноманітні мікроводорості. Це, в свою чергу, обумовлено тим, що мікроводорості є природним та доступним джерелом білків, вуглеводів та ліпідів, великої кількості вітамінів і низки макро- та мікроелементів. Так, в залежності від виду, вони характеризуються високим вмістом протеїнів - до 60 %, вміст вуглеводів складає до 25 %, а ліпідів – 15-35%. Окрім того, вони сприяють посиленому синтезу власних травних ферментів, що позитивно впливає на ростові процеси організму.

Відповідно, метою нашої роботи стало визначення впливу гідролітичного ферментного препарату та його композиції з мікроводоростями як кормових добавок на приріст маси, лінійних розмірів тіла та рівень загальних протеїнів у м’язах *Carassius gibelio.*

Дослідження проводили в умовах рециркуляційної системи лабораторії біотехнології гідробіонтів Навчально-наукового інституту біології, хімії та біоресурсів Чернівецького національного університету імені Юрія Федьковича. В ході експерименту використовували Протосубтилін А-120 – комплексний мультиензимний препарат, що синтезується культурою *Bacillus subtillis* в ході глибинного культивування. Даний препарат гідролізує складні протеїни рослинної сировини. До його складу входить комплекс нейтральних і лужних протеаз, а також β-глюканаза, α-амілаза, ксилиназа та целюлаза.

Серед мікроводоростей для дослідження обрали *Chlorella vulgaris*, що є відомим джерелом макро- та мікроелементів, зокрема білків, ліпідів та більше 20 мінералів та вітамінів. В клітинах хлорели вміст білків складає близько 50 %, ліпідів - 15 – 35 %, вуглеводів - 15 – 25 %. Клітини даних водоростей багаті на: залізо, калій, магній, кальцій, фосфор, каротиноїди, вітаміни групи В, аскорбат, вітаміни Е і К, біотин, фолієву кислоту, інозит. В аквакультурі хлорелу використовують як стартовий корм при переході передличинки на екзогенне живлення, тобто на етап личинки.

Вказані кормові добавки використовували при вигодовуванні особин карася сріблястого (*Carassius gibelio* Bloch, 1782), маса яких на початок експерименту знаходилася у межах 35,8–40,3 г, а середні лінійні розміри становили 13±0,5 см.

Вигодовування здійснювали протягом 42 днів. Як основу використовували комерційний корм для риб «Aller Bronze» діаметром гранул 3 мм, до якого додавали відповідні кормові добавки з наступним перегранулюванням.

На початку експерименту дослідних тварин *Carassius gibelio* було розподілено на три групи, по 10 риб кожна:

Група К — тварини, які споживали корм без добавок (контрольна група);

Група П — до корму додавали мультиензимний препарат «Протосубтилін А-120» у кількості 1 г/кг корму;

Група П+В — до корму вносили композицію з ферментним препаратом «Протосубтилін А-120» (1 г/кг корму) та *Chlorella vulgaris* (конц. 6,1 $\times 10^6$/мл) (5 мл на 100 г корму).

Заміри лінійних розмірів та зважування дослідних тварин з метою розрахунку середньодобового приросту, а також відбір проб для біохімічних досліджень здійснювали на 21-у та 42-у доби експерименту.

Згідно результатів проведених досліджень можна стверджувати, що позитивна динаміка середньодобового приросту маси *Carassius gibelio* спостерігається у всіх групах протягом усього експерименту. При цьому, найбільші показники середньодобового приросту маси карася сріблястого відмічено для групи П та П+В, раціон яких містив мультиензимний препарат. Так, середньодобовий відносний приріст маси за весь період експерименту для групи П склав 0,38%, а для групи П+В 0,36%. Дані показники істотно відрізнялися від показників контрольної групи, різниця між якими склала майже 74% і 72% відповідно.

Найбільший середньодобовий приріст лінійних розмірів карася сріблястого відмічено у групі П+В (0,30%), порівняно з контролем (0,22%) та групою, яку вигодовували кормом із додаванням протосубтиліну (0,26%). Це можна пояснити тим, що протосубтилін забезпечує первинний гідроліз протеїнів корму, а мікроводорості є ймовірним джерелом БАР, що стимулюють метаболізм.

Як відомо, риби відрізняються від інших сільськогосподарських тварин вищою потребою в білку, оскільки їх ріст напряму пов’язаний з інтенсифікацією білкового синтезу. Відповідно, наступним етапом дослідів було визначення вмісту загальних протеїнів в м’язах риб дослідних груп.

Відмічено, що найвищий вміст протеїнів у м’язах Carassius gibelio як на 21-у, так і на 42 добу спостерігається в групі П+В: 57,2 мг/г і 52 мг/г. Дані показники істотно відрізнялися від показників контрольної групи, різниця між якими склала 23% і 15% відповідно. В свою чергу, показники групи П протягом всього експерименту були на рівні з показниками контрольної групи.

Отже, можемо підсумувати, що використання мультиензимного препарату «Протосубтилін А-120» та мікроводоростей в якості кормових добавок позитивно впливає на зміни як лінійних розмірів, набору маси *Carassius gibelio*, так і на загальний вміст протеїнів в м’язах риб.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Encarnação P. (2016). Functional feed additives in aquaculture feeds. S.F. Nates (Ed.), Aquafeed Formulation, 5. Academic Press. San Diego, 217-237.

Liang Q., Yuan M., Xu L., Lio E., Zhang F., Mou H.,·Secundo F. (2021). Application of enzymes as a feed additive in aquaculture. Marine Life Science & Technology, 4. 10.1007/s42995-022-00128-z

УДК 597.552.51:616.98:579.67
Л. В. ПОЛОТНЯНКО
Національний університет «Чернігівський колегіум» імені Т. Г. Шевченка
вул. Гетьмана Полуботка, 53, Чернігів, 14017, Україна

АНАЛІЗ УРАЖЕННЯ ТКАНИН КОРОПА ЛУСКАТОГО (*CYPRINUS CARPIO* L.) ГРИБАМИ В УМОВАХ ПРИРОДНОГО ІНФЕКЦІЙНОГО ФОНУ

Стан водних біоресурсів є важливим аспектом сучасного рибництва, оскільки воно безпосередньо впливає на продуктивність та економічну ефективність галузі. Короп лускатий (*Cyprinus carpio* L.) є однією з найпоширеніших промислових риб в Україні, яку широко використовують у ставковому рибництві. Проте, зміни в екологічних умовах та забруднення водойм призводять до збільшення захворюваності риб, зокрема, до ураження тканин різними патогенними мікроорганізмами, включаючи гриби роду *Fusarium*. Гриби роду *Fusarium* відомі своєю патогенністю не лише для рослин, але й для тварин, зокрема риб (Полотнянко, 2023). Вони здатні викликати серйозні ураження тканин, що може призвести до значних втрат у рибництві (Ячна, 2019). Зважаючи на зростання ролі природного інфекційного фону у поширенні цих патогенів, дослідження впливу грибів Fusarium на коропів є надзвичайно актуальним. Вивчення механізмів ураження тканин риби, зокрема в умовах природного інфекційного фону, є важливим для розробки ефективних заходів профілактики та лікування. Актуальність теми дослідження обумовлена зростаючою проблемою грибкових інфекцій у рибництві, особливо в умовах природного інфекційного фону, де контроль за патогенами є складнішим. В Україні, де ставкове рибництво є значною частиною аграрної економіки, розуміння взаємодії між патогенами та рибою в природних умовах стає ключовим аспектом для підтримання стабільного рівня виробництва. Дослідження впливу грибів роду *Fusarium* на тканини коропа лускатого дозволить глибше зрозуміти патогенез цих інфекцій і сприятиме розробці нових методів боротьби з ними, що є необхідним для забезпечення високої якості продукції рибництва (Мехед, 2022).

Метою нашого дослідження було вивчення ураження тканин коропа лускатого (*Cyprinus carpio* L.) різними патогенними мікроорганізмами.

Дослідження проводилися на базі проблемної лабораторії екологічної біохімії, іхтіології та біокорозії Національного університету «Чернігівський колегіум» імені Т.Г. Шевченка. Об'єктом дослідження слугували деякі метаболіти ліпідного обміну в крові коропа лускатого (*Cyprinus carpio* L.). Риб відбирали з природних водойм (ВАТ «Чернігіврибгосп»). Дослідження проводили з дотриманням вимог міжнародних принципів Гельсінської декларації про гуманне ставлення до лабораторних тварин (2002). Відбір проб для мікробіологічного дослідження здійснювали зі шкіри та зябер *Cyprinus carpio* за загальноприйнятими методиками (Демченко, 2015). Виявлення мікроскопічних грибів проводили методом накопичення в чашках Петрі з використанням агаризованого середовища Чапека. Виділення мікроміцетів проводили методом розведення. Культивування досліджених зразків проводили за температури 26–28°С. Ізольовані культури вивчали за допомогою оптичного мікроскопу (×100) Delta Optical Genetic Pro Polska за прийнятою в мікологічних дослідженнях методикою. Частоту трапляння видів (родів) мікроскопічних грибів визначали у відсотках, як відношення числа проб, в яких даний вид (рід) траплявся, до загальної кількості проб [ДСТУ]: $P = n/N \times 100$ (%), де n – кількість проб, в яких виявлено даний вид (рід); N – загальна кількість відібраних та досліджених проб. Ідентифікацію мікроміцетів до роду

здійснювали на основі їхніх морфологічних і культуральних характеристик, використовуючи довідники вітчизняних та зарубіжних авторів. Для визначення виду патогена враховували культуральні та морфологічні ознаки, такі як розмір колоній, їх структура, колір, форма краю колонії, пігментація зворотної сторони колонії та поживного середовища. Під час мікроскопічного аналізу культур відзначали будову, товщину міцелію, а також форму і розміри мікроконідій. Нативні препарати готували для мікроскопії культур. Ідентифікацію грибкових культур проводили з використанням визначників грибів.

Із поверхні шкіри коропа виділено гриби, що відносяться до 5 родів. Серед них ідентифіковані *Cladosporium herbarum, Fusarium avenaceum, Mycelia sterilia, Phoma sp., Aspergillus carneus, A. parasiticus, A. versicolor*. Слід зазначити, що представники родів *Phoma, Fusarium, Cladosporium* є патогенними й можуть викликати захворювання й навіть загибель риби. Гриби *Aspergillus carneus, Cladosporium herbarum, Fusarium avenaceum, Phoma* sp. були присутні тільки на поверхні шкіри. - Мікроміцети, виділені зі зябер риб, відносяться до 2 родів. Установлено, що на зябрах, так як і на поверхні шкіри, переважали представники роду *Aspergillus*. Домінантні види мікроміцетів, частота трапляння яких складала б більше 50 %, на поверхні шкіри та зябер не виявлено. Із високими показниками частоти трапляння ізольовані *Aspergillus versicolor* (34,6 %), *Cladosporium herbarum* (24,6 %), *Phoma* sp. (по 18,8 %). З поверхні шкіри коропа лускатого виділено мікроміцети, що належать до 5 родів. Представники родів *Phoma, Fusarium* та *Cladosporium* є патогенними і здатні викликати захворювання у риб, що підкреслює їх небезпечність для здоров'я коропів. Гриби *Aspergillus carneus, Cladosporium herbarum, Fusarium avenaceum* та *Phoma* sp. були знайдені виключно на поверхні шкіри риб, що свідчить про їхню специфічну локалізацію. Домінантні види мікроміцетів із частотою трапляння понад 50% не були виявлені на поверхні шкіри та зябрах риб, проте із значними показниками частоти трапляння були ізольовані *Aspergillus versicolor, Cladosporium herbarum* та *Phoma* sp. Ці результати підкреслюють необхідність подальших досліджень для розробки ефективних заходів профілактики та контролю грибкових інфекцій у рибництві.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Демченко Н. Р. (2015). Зміни кількісного та якісного складу мікроміцетів поверхні шкіри та зябер *Cyprinus specularis* як відповідь на забруднення водного середовища полютантами. Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка. Серія: Біологія. № 3–4. С. 182–185.

Мехед О., Полотнянко Л., Папка А. (2022). Мікроміцети шкіри та зябер коропа за дії поверхнево-активних речовин. *ВНТ: Biota. Human. Technology*. Національний університет «Чернігівський колегіум» імені Т. Г. Шевченка. No1. 67-74

Полотнянко Л.В., Мехед О.Б. (2023). Зміни біохімічних показників в тканинах коропа лускатого (*Cyprinus carpio* L.) під дією мікотоксину Т-2. *Актуальні проблеми дослідження довкілля* : Матеріали X Міжнародної наукової конференції. Суми : Сумський державний педагогічний університет імені А. С. Макаренка. С. 205-207

Полотнянко Л., Мехед О. (2023). Накопичення мікотоксинів у м'язах коропа лускатого (*Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758) при згодовуванні корму, контамінованого Т2-токсином. *Природні ресурси прикордонних територій в умовах зміни клімату*. VII Міжнародна наукова конференція: програма, тези доповідей. Чернігів : Десна-Поліграф. С. 105-106

Ячна М. Г., Мехед О. Б., Третяк О. П., Яковенко Б. В. (2019). Вміст фосфоліпідів у тканинах коропа лускатого (*Cyprinus carpio* L.) за дії натрій лаурилсульфатвмісного та безфосфатного синтетичних миючих засобів. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету імені В. Гнатюка*. Серія : Біологія. Тернопіль, № 2 (76). С.48-52.

World Medical Association Declaration of Helsinki: Ethical Principles for Medical Research Involving Human Subjects. UMS. 2002. P. 42—46.

OLHA KOLOMIITSEVA
Candidate of Agricultural Sciences, Associate Professor,
Department of Aquatic Bioresources and Aquaculture
kolomiitseva.o.m@dsau.dp.ua
Dnipro State Agrarian and Economic University,
25 Serhiy Yefremov St., Dnipro, Ukraine, 49600

PECULIARITIES OF HEAVY METAL ACCUMULATION IN FISH FROM OPEN WATER BODIES AND AQUARIUM CONDITIONS

Abstract. This research is dedicated to studying the peculiarities of heavy metal accumulation in fish inhabiting open water bodies and in aquarium conditions. The presence of all the studied heavy metals (zinc, copper, lead) was found in the muscles of the silver crucian carp *Carassius gibelio*. The analysis of the research results indicates that copper and lead levels were within permissible limits, while zinc levels significantly exceeded the standards in both experimental groups (46.5±10.9 and 129.1±69.47 mg/kg).

Keywords*: heavy metals, zinc, copper, lead, crucian carp, natural water bodies, aquarium conditions.*

Problem Statement. Heavy metals, due to their toxicity and bioaccumulation properties, are a serious environmental pollutant. Among them, lead (Pb), copper (Cu), and zinc (Zn) are of particular importance. However, it should be noted that in trace amounts, heavy metals are a natural and even necessary component of living cells, except for mercury, lead, and cadmium [1,4].

The current environmental situation requires important research on the migration of these metals in various objects to prevent their accumulation in food products and to improve the ecological situation. Although the processes of heavy metal presence in soils and plants are well studied, the impact of animal organisms on these processes remains a less explored area.

Research Object: Representatives of the carp family (silver crucian carp *Carassius gibelio*) aged 4+.

Subject: Assessment of heavy metal content in fish muscles.

Materials and Methods: The study involved forming two groups: fish from open water bodies and fish kept under aquarium conditions at the Department of Aquatic Bioresources and Aquaculture of the Dnipro State Agrarian and Economic University. Sampling for the open water group was conducted at the Sholokhov Reservoir in Dnipropetrovsk region. The fish kept in aquariums were taken from the Tarom Fish Farm JSC "Dnipropetrovsk Fish Farm" and were reared for 4 years under aquarium conditions at the department.

To determine the content of heavy metals, samples of muscle tissue were taken from fish in open water bodies and from aquarium-kept fish and sent to the "BIOSAFETY-center" laboratory. Before sampling muscle tissue, the experimental fish were weighed and measured

to form a representative sample. Sampling and material processing were carried out according to standard hydrochemical, hydrobiological, and ichthyological methods [2,3].

The concentration of heavy metals in the samples was determined by atomic absorption spectrophotometry. Initially, the fish samples were dried and ground into powder. Then, sample solutions were prepared for further analysis according to the laboratory protocol.

Research Results. Characterizing the fish from the Sholokhov Reservoir, we can say that the crucian carp exhibited relatively high size and weight indices. The study of heavy metal content showed a slight increase in zinc content in the muscles (by 16%). Other studied indicators were within the permissible limits.

The second group of fish, which participated in the study, consisted of fish that lived in the aquarium. Tap water and artificial feeds were used for their cultivation. The size and weight indices of fish in this group were significantly smaller compared to the reservoir fish. In other words, the linear growth rates lagged significantly both in mass and length. This can be explained by the relatively small size of the aquarium in which they were reared. On average, the weight of this group was 0.6 times less than that of the fish from natural water bodies, and the standard length ranged from 17.1 to 19.5 cm.

The study data revealed the actual heavy metal content in fish, which is one of the main food products for humans. Summarizing the obtained data (Table 1), we can state that fish kept for 4 years in aquariums were characterized by a higher content of heavy metals and had low growth rates compared to their peers raised in natural conditions (in the reservoir). Only in terms of lead content (0.027±0.017 mg/kg), the fish from the Sholokhov Reservoir were 0.006 mg/kg inferior to the fish from the aquarium complex. The increased lead content can be explained by its accumulation in the bottom sediments of the water bodies and the specific feeding habits of crucian carp.

Table 1

Comparative characteristics of heavy metal content by groups

No.	Heavy Metals (mg/kg)	Open Water Bodies (Sholokhov Reservoir)	Aquarium Conditions
1	Zinc	46.5±10.9	129.1±69.47
2	Copper	1.92±0.472	2.91±0.494
3	Lead	0.027±0.017	0.021±0.019

The zinc content in the aquarium fish exceeded the maximum permissible concentration by 3.2 times. We can assume that one of the sources of heavy metals entering the fish's body, which were kept in the aquarium, was artificial feed.

At the same time, the physiological norms of copper in the fish diet are still not established, so the maximum copper content was in the group of fish from the aquarium conditions, which was 0.99 mg/kg more than the other group studied.

The pH of the water plays a significant role in the mechanism of heavy metal accumulation. When the pH in the aquarium decreases (towards a more acidic environment) below 6, free metal ions quickly dissolve in water and accumulate more rapidly in the fish's body. The issue of the impact of tap water and feed on the bodies of aquarium fish remains open for further research.

Conclusion. It was found that the concentration of Cu and Pb in the muscles of fish from the Sholokhov Reservoir does not exceed the permissible limits and amounts to

1.92±0.472 and 0.027±0.017 mg/kg, respectively. The zinc content exceeded the maximum permissible concentration by only 6.5 mg/kg, which is a minor deviation from the norm.

Fish kept for over 4 years in aquarium conditions were characterized by an increased Zn content of 3.2 times. The copper content was within the norm but exceeded by 0.99 mg/kg compared to fish from natural water bodies. It was proven that fish kept in aquariums were characterized by a higher content of heavy metals and had lower growth rates compared to their peers raised in reservoirs.

LIST OF REFERENCES

1. Kolesnyk, N. L. (2014). Distribution of heavy metals among the components of freshwater ecosystems (review) // Fisheries Science of Ukraine. No. 3. pp. 35-54.
2. Methodology for the collection and processing of ichthyological and hydrobiological materials for determining the limits of industrial fish harvesting from large reservoirs and estuaries of Ukraine. Kyiv: IRG UAAS, 1998. 47 p.
3. Methodology for determining heavy metals in fish / ed. Ryzhuk S. M., Lisovyi M. V., Bentzarovskyi D. M. Kyiv, 2003. 64 p.
4. Sapronova, V., Novitskyi, R., Kolomiitseva, O., & Buleyko, A. (2024). Heavy metal contents in water, bottom sediments and fish of water bodies of different purposes in Dnipropetrovsk region. Ribogospod. nauka Ukr.: 2(68). pp. 23-39.

УДК 502/504:582.232

О. І. ГОРИН, М. ГЛАДЧУК, А. ФЕРМЕГА, О. І. БОДНАР
Тернопільський національний педагогічний університет ім. В. Гнатюка
вул. Максима Кривоноса, 2, м. Тернопіль 46027, Україна

ПОРІВНЯННЯ ПОКАЗНИКІВ ОКСИНОГО СТРЕСУ, ВИКЛИКАНОГО ЦІАНОБАКТЕРІЯМИ НА СТАЦІОНАРНІЙ ТА ЕКСПОНЕНЦІАЛЬНІЙ ФАЗАХ РОСТУ

Цвітіння ціанобактерій викликає підвищений науковий інтерес через їх потенційну загрозу для водної біоти, функціонування екосистеми та несприятливий вплив на здоров’я людини. Антропогенна евтрофікація та зміна клімату є двома найвпливовішими чинниками, які обумовлюють масовість та неконтрольованість масового розмноження синьозелених водоростей (Lürling, 2017). Види ціанобактерій, що спричиняють це явище, охоплюють кілька родів: *Aphanizomenon, Dolichospermum, Microcystis, Nodularia, Planktothrix, Raphidiopsis* і *Trichodesmium*. Зазначимо, що активне і щільне цвітіння ціанобактерій спричиняє значне зниження прозорості та доступності світла іншим представникам фітопланктону та водним макрофітам. Водночас, деякі ціанобактерії, які спричиняють цвітіння, виробляють широкий спектр метаболітів, токсичних для водної біоти та людей та виділяють запахові сполуки (Codd, 2017).

Вважається, що шкідливість цвітіння ціанобактерій змінюється відносно стадії, стану і внеску токсичної субпопуляції. На початковому етапі розвитку цвітіння зазвичай демонструє низьку шкідливість, головним чином, через невелику біомасу (Mohamed, 2018). На популяційну динаміку та токсичність цвітіння, як правило, впливають чинники навколишнього середовища, зокрема метеорологічні (температурні та світлові умови), фізико-хімічні (pH, концентрація біогенних і поживних речовин) та біологічні параметри (конкуренція, активність бактерій). Вплив цих чинників проявляється шляхом взаємодії токсичних і нетоксичних популяцій та регуляції експресії генів, що відповідають за

синтез ціанотоксинів (Manganelli, 2016). Однак до кінця невідомо, чи і як змінюється токсичність різних ціанобактерій під час формування цвітіння та старіння.

У проведеному дослідженні порівнювали токсичність екстрактів, отриманих з тринадцяти культур нитчастих ціанобактерій, що містять *Aphanizomenon gracile* Lemmermann, *Aphanizomenon* sp., *Planktothrix agardhii* (Gomont) Anag nostidis & Komárek, а також *Raphidiopsis raciborskii* (Woloszynska) Aguilera, Berrendero Gómez, Kaštovský, Echenique і Salerno (basionym *Cylindrospermopsis raciborskii* Wołoszyn´ska Seenaya і Subba Raju) на ранній та пізній стадіях розвитку (25-та 70-денні культури). Було застосовано ряд тестів *in vitro* з використанням гепатоцитів *Cyprinus carpio*, для визначення параметрів окисного стресу, зокрема: рівень загального глутатіону (GSH), активність глутатіон-S-трансферази (GST) і каталази (CAT), загальна антиоксидантна здатність (TAC), рівень перекисного окислення ліпідів (LPO) і карбонілів протеїнів (PC).

Результати попереднього скринінгу свідчать про відсутність у досліджуваних культурах циліндроспермопсину і мікроцистину, за винятком *P. agardhii* SAG 6,89 (Wejnerowski, 2018), тоді як реакція маркерів окисного стресу демонструвала залежність від стадії розвитку культури, на якій були отримані досліджувані екстракти та штаму ціанобактерій.

Жоден із досліджуваних ціанобактеріальних екстрактів, отриманих із 25-денних культур, не викликав зниження загального вмісту GSH в гепатоцитах коропа. Тоді як більшість екстрактів *A. gracile* із 70-денних культур викликали виснаження клітинного вмісту GSH – винятком були лише *A. gracile* AMU-DH-1 та AMU-DH-, для яких не було відзначено істотних змін порівняно з контролем і *A. gracile* SAG 31,79, для якого спостерігалося збільшення цього показника. Екстракти із 70-денних штамів *R. raciborskii* та *Aphanizomenon* sp. BA 69 не викликали жодних змін рівня GSH. Разом з тим, майже усі екстракти ціанобактерій із 25-денних культур (за винятком *A. gracile* CCALA 8 та *P. agardhii* SAG 6,89) спричиняли значне зниження активності GST. У випадку екстрактів із 70-денних культур такий ефект відзначався лише для *R. raciborskii* SAG 1.97, *Aphanizomenon* sp. BA 69 і *P. agardhii* SAG 6,89.

Після обробки гепатоцитів екстрактами на експоненціальній фазі росту відмічено зниження активності CAT для всіх культур, за винятком дії *A. gracile* AMU-DH-8, SAG 31,79, *Aphanizomenon* sp. Та BA69, для яких істотних змін не спостерігалося. Екстракт лише одного штаму *A. gracile* CCALA8 із стаціонарних фаз викликав підвищення активності CAT. Проте більшість досліджуваних 70-денних екстрактів не викликали суттєвих змін, за винятком *A. gracile* AMU-DH-9 та *R. raciborskii* SAG 1,97, за дії яких спостерігали зниження активності ензиму.

Зазначимо, що загальна антиоксидантна активність у гепатоцитів проявляла різні реакції на екстракти ціанобактерій залежно від штаму та стадії розвитку. В екстрактах деяких штамів *A. gracile* (AMU-DH-1, AMU-DH-9, AMU-DH-10, AMU-DH-11 і SAG 31,79) спостерігалося зниження рівня цього параметра. Подібний ефект мали такі екстракти стаціорнарних фаз культур: *A. gracile* AMU-DH-7 і SAG 31.79, *Aphanizomenon* sp. BA 69, *P. agardhii* SAG 6.89 та *R. Raciborskii* AMU-DH-12.

Переважаюча більшість вивчених екстрактів істотно не впливала на перекисне окислення ліпідів. Проте суттєве збільшення TBARS спостерігалося для екстрактів, отриманих із 25-денних культур *A. gracile* AMU-DH-11 і CCALA 8, а також від 70-денного *R. raciborskii* AMU-DH-12. Вплив на гепатоцити коропа майже всіх екстрактів призвів до підвищення рівня протеїнових карбонілів; найбільш помітний ефект був відзначений при обробці екстрактами наступних 25-денних культур *A. gracile*: AMU-DH-

9, AMU-DH-11 і CCALA 8, *Aphanizomenon* sp. Єдиним штамом, який не викликав жодного ефекту незалежно від стадії розвитку був *A. gracile* AMU-DH-10.

Варто відмітити, що специфічні метаболіти, відповідальні за спостережувані ефекти, ще не визначені – жоден із досліджуваних штамів не продукував циліндроспермопсин (Wejnerowski, 2020). Шість із 13 штамів були перевірені на MC-LR, MC-YR та MC-RR, і ці гомологи мікроцистинів були виявлені лише в *P. agardhii* SAG 6,89. Важливо, що токсичність цих сполук для риб і безхребетних може відрізнятися. У нашому дослідженні екстракти штаму *A. gracile* SAG 31,79 та штаму *R. raciborskii* SAG 1,97 викликали токсичну дію на клітини риб, тоді як попередні дослідження показали, що ексудати цих штамів не пригнічують ознаки життя *D. magna*, навіть якщо вони були отримані з культур з високою біомасою (Wejnerowski, 2018). Крім того, варто зазначити, що як *A. gracile*, так і *R. raciborskii* можуть бути потужними продуцентами алкалоїдів сакситоксинів (Casero, 2014). У цьому дослідженні не досліджували виробництво цих нейротоксичних сполук. Проте раніше повідомлялося, що деякі штами *A. gracile* та *R. raciborskii* є токсичними, незважаючи на відсутність синтезу досліджуваних сполук (Manganelli, 2016).

Відомо, що широкий спектр ціанобактеріальних сполук може індукувати підвищений внутрішньоклітинний рівень активних форм кисню (АФК) у клітинах тварин, що, в кінцевому підсумку, призводить до виснаження антиоксидантної активності та появи шкідливих клітинних ефектів, таких як PC, перекисне окислення ліпідів і пошкодження ДНК (Wejnerowski, 2020). Наше дослідження чітко продемонструвало, що окисно-відновний баланс у гепатоцитах риб суттєво порушився після обробки отриманими екстрактами, на що вказують зміни вмісту GSH, активності GST та CAT та рівня TAC. Це відображає зміни загального балансу між вільними радикалами, антиоксидантними ензимами та низькомолекулярними редукторами.

Проведене дослідження дозволило виявити потенційні внутрішньо- та міжвидові відмінності токсичного потенціалу обраних ціанобактерій під час різних фаз росту. На основі одержаних результатів не можливо встановити загальну тенденцію, яка б відображала вплив різних стадій розвитку культур ціанобактерій на ізольовані гепатоцити коропа звичайного в умовах *in vitro*. Загалом, усі досліджені екстракти змінили один або кілька розглянутих параметрів, що вказує на їх токсичну дію, незважаючи на відсутність ціанотоксинів. Це підкреслює, що негативні ефекти цвітіння ціанобактерій важко передбачити лише на основі стадії розвитку, на якій вони перебувають. Хоча дослідження, що контролюють внутрішньо- та позаклітинні рівні відомих ціанотоксинів, можуть дати уявлення про екологічні ризики та ризики для здоров'я, вони не можуть повністю передбачити токсичність, яка може бути спричинена дією різних сполук, включаючи невідомі метаболіти. Цей висновок підкреслює, що цвітіння ціанобактерій слід розглядати як загрозу незалежно від стадії їх розвитку.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Casero M. C., Ballot A., Agha R., Quesada A., Cirés S. (2014). Characterization of saxitoxin production and release and phylogeny of sxt genes in paralytic shellfish poisoning toxin-producing *Aphanizomenon gracile*. Harmful Algae, 37, 28–37.

Codd G. A., Meriluoto J., Metcalf J. S. (2017). Introduction. In *Handbook of Cyanobacterial Monitoring and Cyanotoxin Analysis*; Meriluoto, J., Spoof, L., Codd, G.A., Eds.; John Wiley & Sons, Ltd.: Chichester, UK, pp. 1–8.

Lürling M., van Oosterhout F., Faassen E. (2017). Eutrophication and warming boost cyanobacterial biomass and microcystins. Toxins Basel, 9, 64.

Manganelli M., Stefanelli M., Vichi S., Andreani P., Nascetti G., Scialanca F., Scardala S., Testai E., Funari E. (2016). Cyanobacteria biennal dynamic in a volcanic mesotrophic lake in central Italy: Strategies to prevent dangerous human exposures to cyanotoxins. Toxicon, 115, 28–40.

Mohamed Z. A., Bakr A. A., Ghramh H. A. (2018). Grazing of the copepod *Cyclops vicinus* on toxic *Microcystis aeruginosa*: Potential for controlling cyanobacterial blooms and transfer of toxins. Oceanol. Hydrobiol. Stud. 47, 296–302.

Wejnerowski L., Cerbin S., Wojciechowicz M., Jurczak T., Glama M., Meriluoto J., Dziuba M. (2018). Effects of *Daphnia* exudates and sodium octyl sulphates on filament morphology and cell wall thickness of *Aphanizomenon gracile* (Nostocales), *Cylindrospermopsis raciborskii* (Nostocales) and *Planktothrix agardhii* (Oscillatoriales). Eur. J. Phycol, 53.

Wejnerowski Ł., Falfushynska H., Horyn O., Osypenko I., Kokociński M., Meriluoto J., Jurczak T., Poniedziałek B., Pniewski F., Rzymski P. (2020). In Vitro Toxicological Screening of Stable and Senescing Cultures of *Aphanizomenon, Planktothrix,* and *Raphidiopsis*. Toxins (Basel), 12(6), 400.

УДК 612.11+616.15+599.32Д.І. ГУДКОВ

Н.А. ПОМОРЦЕВА, Д.І. ГУДКОВ, О.Є. КАГЛЯН
Інститут гідробіології НАН України,
проспект Володимира Івасюка, 12, Київ 04210, Україна

РАДІОЧУТЛИВІСТЬ КРОВОТВОРНОЇ СИСТЕМИ АБОРИГЕННИХ ВИДІВ РИБ З ВОДОЙМ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ

Радіонуклідне забруднення водойм спричиняє різного ступеня ураження водних організмів, серед яких риби є одними з найчутливіших. Відомо, що кровотворна система має високу сприйнятливість до впливу радіаційного фактору (Cronkite et. al., 1983; Жербин, Чухловин, 1989; Инграм, 1974). Тому основною метою наших досліджень було визначення показників периферичної крові риб для з'ясування адаптаційних реакцій кровотворної системи до хронічного впливу іонізуючого випромінювання у водоймах української частини Чорнобильської зони відчуження (ЧЗВ).

Упродовж 2021–2023 рр. аналізували якісні та кількісні зміни у лейкоцитарній та еритроцитарній ланках периферичної крові краснопірки звичайної *Scardinius erythrophthalmus* L., плітки звичайної *Rutilus rutilus* L., окуня *Perca fluviatilis* L. та карася сріблястого *Carassius gibelio* Bloch з найбільш забруднених водойм ЧЗВ – озер Глибоке, Азбучин, Далеке, Янівського затону, а також північно-західної (ПЗЧ) і північно-східної частин (ПСЧ) колишньої акваторії водойми-охолоджувача (ВО) Чорнобильської АЕС (ЧАЕС). Середні значення потужності поглиненої дози (ППД) радіаційного опромінення для краснопірки упродовж періоду досліджень у різних водоймах ЧЗВ становили 5,1–54,1, окуня – 7,8–46,4, плітки – 8,7–46,3, карася – 19,3–84,5 мкГр/год. Для риб референтної водойми ППД не перевищувала 0,05–0,07 мкГр/год.

Дослідження особливостей зміни складу лейкоцитів риб ЧЗВ має важливе значення для розуміння механізмів ушкоджуючої дії іонізуючої радіації на клітинний імунітет, що спричиняє порушення генетичної стабільності та адаптивної функції риб до радіаційного опромінення. Проведені дослідження показали, що у риб всіх досліджених водойм ЧЗВ встановлено збільшення абсолютної кількості лейкоцитів: у краснопірки – на 20,8–48,6%, у окуня – на 1,9–13,6%, у плітки – на 6,0–21,3%, у карася сріблястого –

на 8,2–35,8% у порівнянні з контролем. Проте достовірні відмінності від контрольної вибірки встановлені у краснопірки і окуня з найбільш забрудненої водойми – оз. Глибоке і у карася з оз. Азбучин.

Еритроцити риб є більш стійкими до опромінення ніж лейкоцити (Шеханова, 1983). Проте в умовах хронічного впливу іонізуючого випромінювання еритроцити стають більш вразливими, наслідком чого може бути пригнічення процесів еритропоезу (Anbumani and Mary, 1983; Al-Sabti and Metcalfe, 1995, Mersh, 1996). Якісний аналіз еритроцитів контрольних вибірок досліджених видів риб виявив наявність у периферичній крові клітин із структурними порушеннями. Здебільшого це були деформації ядер і пікноз, а також клітини з порушеннями, що пов'язані з патологією мітозу – двоядерні клітини. Загальна кількість еритроцитів з морфологічними порушеннями у краснопірки була вищою порівняно з карасем і складала в середньому 2,1 і 1,6 ‰, відповідно; нижчі показники становили у окуня – 1,3 ‰ і плітки – 1,2 ‰.

У периферичному руслі крові риб ЧЗВ спектр порушень клітини еритроцитарної ланки був набагато ширшим. Зокрема у карася реєстрували 11 типів морфологічних порушень еритроцитів – деформація ядра, пристінкове ядро, вакуолізована цитоплазма, пікноз, хроматіноліз, цитоліз, мікроцит, мікроядра, двоядерні, амітоз, перегородка в ядрі. У краснопірки і плітки було зареєстровано 8 типів порушень клітин, у окуня – 7. Середня загальна кількість порушень для риб ЧЗВ складала для окуня 12,2 ‰, для краснопірки – 16,0 ‰, для карася – 19,2 ‰, для плітки – 21,2 ‰ що, відповідно, у 9,4, 7,6, 12,0 та 17,7 разів вище за контрольні показники.

В діапазоні дозового навантаження 5,1–54,1 мкГр/год у краснопірки з Янівського затону, ПЗЧ ВО, озер Далеке та Глибоке переважали еритроцити з вакуолізованою цитоплазмою, які утворюються внаслідок набрякання мітохондрій і деструкції мембран органел – 3,2, 4,1, 7,0 та 13,2 ‰, відповідно. У риб контрольної вибірки цей тип порушень був відсутній. Зі зростанням ППД відбувалося зростання кількості і типів морфологічних порушень. У крові краснопірки Янівського затону за ППД 5,1 мкГр/год, частіше зустрічалися еритроцити з мікроядрами – 1,4 ‰. За максимальної ППД – 54,1 мкГр/год зареєстровано зростання клітин з порушенням мітозу, а саме двоядерних і з мікроядрами, загальна кількість яких становила 1,3 ‰.

У крові плітки і окуня за схожими дозовими навантаженнями у діапазоні 8,7–46,3 і 7,8–46,4 мкГр/год, відповідно, переважали еритроцити з цитолізом, що виникають в наслідок як старіння клітини так і при важких токсикозах, за дії гемолітичної отрути. Натомість за максимальними дозовими навантаженнями типи ушкоджень і їх кількість різнилась: у плітки переважали еритроцити з деформацією ядра – 9,8 ‰; у окуня – з цитолізом – 5,9 ‰. У плітки за ППД 20,2 мкГр/год реєстрували появу клітин з вакуолізованою цитоплазмою – 0,4 ‰ і з хроматінолізом – 3,5 ‰. Також, зі зростанням ППД у межах 8,7–45,9 мкГр/год спостерігали появу мікроцитів – від 0,7 до 2,8 ‰. У контролі цей тип порушень був відсутній. Поява мікроцитів у крові може бути пов'язана з кисневою недостатністю або за наявності різних забруднювачів у середовищі. Крім появи мікроцитів, реєстрували поступове зростання еритроцитів з пікнозом і цитолізом у 1,1 рази, але до ППД 20 мкГр/год. Зі зростанням ППД до 46,3 мкГр/год їх кількість зменшувалась відносно ППД 20 мкГр/год у 2,1 рази.

Аналіз порушень, які пов'язані з патологією процесів поділу ядра, з підвищенням ППД у діапазоні 13,0–46,3 мкГр/год виявив зростання клітин з мікроядрами у плітки – від 1,2 до 1,8 ‰, у окуня за ППД 7,8–46,4 мкГр/год – від 0,4 до 2,3 ‰, що може свідчити про зниження генетичної стабільності риб в умовах хронічного впливу іонізуючого випромінювання. У крові карася, на відміну від інших видів риб, серед морфологічних

порушень переважали еритроцити з хроматінолізом. У діапазоні ППД 19,3–53,1 мкГр/год загальна кількість порушень в еритроцитах була майже на одному рівні – 16,2–17,0 ‰. При підвищенні ППД до 84,5 мкГр/год кількість структурних порушень збільшилася до 27,6 ‰, – в середньому в 1,7 рази. При цьому спостерігали збільшення еритроцитів з хроматінолізом до 8,1 ‰ і з деформацією ядра до 5,8 ‰. Оцінка частоти клітин з порушеннями в результаті патології мітозу в периферичній крові карася у водоймах ЧЗВ виявила більшу різноманітність цих порушень у порівнянні з іншими видами риб. Були зареєстровані клітини з амітозом, двоядерні, з мікроядрами, а також перегородкою в ядрі, загальна кількість яких становила 6,3 ‰.

Кореляційний аналіз окремих морфологічних порушень еритроцитарної ланки периферичної крові досліджуваних видів риб виявив певні відмінності щодо тривалого впливу іонізуючого випромінювання на риб різних екологічних груп у водоймах ЧЗВ. Так у периферичній крові краснопірки встановлений достовірний кореляційний зв’язок між ППД та частотою виникнення еритроцитів з двома ядрами (R=0,96), вакуолізованою цитоплазмою (R=0,92), цитолізом (R=0,67), пристінковими ядрами (R=0,66), пікнозом (R=0,52), а також деформацією ядра (R=0,50). Слабкішу кореляцію або її відсутність відмічено для частоти виникнення мікроцитів (R=0,33) і клітин з мікроядрами (R=0,02). У карася сріблястого встановлено вірогідний вплив опромінення на зустрічальність еритроцитів у вигляди мікроцитів (R=0,94), з деформацією ядра (R=0,92), амітозом (R=0,79), вакуолізованою цитоплазмою (R=0,75), хроматинолізом (R=0,73) і двома ядрами (R=0,72). Слабкішу кореляцію або її відсутність відмічено для частоти виникнення пристінкових ядер (R=0,33), пікноза (R=0,28), цитоліза (R=0,22) і мікроядер (R=0,15). Кореляційний аналіз периферичної крові плітки встановив достовірний кореляційний зв’язок між ППД та частотою виникнення еритроцитів з вакуолізованою цитоплазмою (R=0,98), мікроцитів (R=0,87), пристінковими ядрами (R=0,82), з деформацією ядра (R=0,76), хроматинолізом (R=0,55), з мікроядрами (R=0,56). Відсутність кореляції відмічено для частоти виникнення з еритроцитів з цитолізом (R=0,10) і пікнозом (R=0,03). У крові окуня виявлений достовірний кореляційний зв’язок між ППД та частотою виникнення еритроцитів з мікроядрами (R=0,86), з пікнозом (R=0,81), цитолізом (R=0,60), а також з деформацією ядра (R=0,57). Слабкішу кореляцію або її відсутність відмічено для частоти виникнення еритроцитів з вакуолізованою цитоплазмою (R=0,44), пристінковими ядрами (R=0,21) і мікроцитів (R=0,005).

Зареєстровані відхилення показників периферичної крові досліджуваних видів риб у водоймах ЧЗВ, які проявляються, в першу чергу, у різноманітних структурних порушеннях еритроцитів, а також у зміні кількості лейкоцитів, свідчать як про негативний вплив хронічних доз іонізуючого випромінювання, так і про прояв компенсаторно-адаптаційних реакцій в умовах тривалого впливу іонізуючого випромінювання на організм риб у діапазоні ППД від 5,1 до 84,5 мкГр/год. При цьому, перевищення радіаційного навантаження може призвести до погіршення стану імунітету організму і, як наслідок, підвищити ризик гельмінтезації риб, а також бактеріальних і вірусних захворювань. Тому не виключна ймовірність того, що за умов дії порівняно високих ППД зміни у лейкоцитарній та еритроцитарній ланках периферичної крові риб можуть призвести до поступового зниження пристосувальних реакцій організму, погіршенню його захисних функцій та до скорочення чисельності популяцій рибного населення у водоймах ЧЗВ.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Жербин Е.А., Чухловин А.Б. (1989). Радиационная гематология. Москва: Медицина, 176 с.

Инграм М. Гематологические основы для оценки степени лучевого поражения. Малые дозы, хроническое облучение и отдаленные эффекты. Руководство по радиационной гематологии (Совместное издание Международного агенства по атомной энергии и Всемирной организации Здравоохранения). Москва, 1974 (19-21 вересня), С. 221–230.

Al-Sabti K., Metcalfe C. D. Fish micronuclei for assessing genotoxicity in water. *Mutation Research* № 343. (1995). P. 121–135.

Anbumani S., Mary N. Mohankumar. Gamma radiation induced micronuclei and erythrocyte cellular abnormalities in the fish Catla catla. *Aquatic Toxicology* .122– 123 (2012). P. 125–132.

Cronkite E. P., Bond V. P., Carsten A. L. et. al. (1983). Effects of low-level radiation upon the haemopoietic stem cell. *Biological effects of low-level radiation*. Vienna. P. 483–496.

Mersh, J. Induction of micronuclei in gametocytes and gill cells of zebra mussels, Dreissena polymorpha, exposed to clastogens. *Mutation Research*. 1996.Vol. 371, №3, P. 47–55.

Шеханова И. А. (1983). Радиоэкология рыб. Москва, 208 с.

УДК 570.17:582.263:57.063.8:581.52

О.М. УСЕНКО
Інститут гідробіології НАН України,
проспект Володимира Івасюка, 12, Київ 04210, Україна

ЕКЗОМЕТАБОЛІТИ ЗЕЛЕНИХ МІКРОВОДОРОСТЕЙ ТА ЇХ ВПЛИВ НА СЕРЕДОВИЩЕ КУЛЬТИВУВАННЯ

Як відомо, мікроводорості відзначаються здатністю активно нарощувати біомасу та синтезувати різноманітні цінні органічні сполуки, які вже знайшли чи можуть знайти застосування у господарській діяльності людини. У сучасній біотехнології промисловий фотосинтез на базі вирощування мікроводоростей застосовують для одержання біомаси з метою створення живих кормів чи білково-вітамінних добавок до раціону тварин, фармацевтичних засобів або харчових барвників на основі препаративно виділених біохімічних компонентів, наприклад, фотосинтетичних пігментів хлорофілу, фікобіліну, каротиноїдів тощо (Borowitzka, Vonshak, 2017). У зв’язку з цим продовжується активний пошук серед мікроводоростей нових об’єктів біотехнології та нових галузей їх застосування. Володіючи сильно вираженою біологічною активністю, в ряді випадків виділені речовини можуть потрапляти в харчові ланцюги інших гідробіонтів, впливаючи на їх ріст і розвиток або виявляючи токсичну дію внаслідок притаманної їм біологічної активності, в ряді випадків сильно вираженої (Becker, 2007).

Джерелом зростання зелених мікроводоростей є надходження у середовище автохтонних та алохтонних розчинних органічних речовин. Екзометаболіти зелених мікроводоростей потрапляють у середовище шляхом прижиттєвих та посмертних виділень. Серед біологічно-актиних речовин, органічні кислоти аліфатичного ряду можуть накопичуватись у водоростях в досить значній кількості і відігравати значну роль в обміні речовин. Речовини цієї групи утворюються в процесі дихання рослин і є

продуктами неповного окислення вуглеводів. Разом з тим вони є вихідним будівельним матеріалом для синтезу самих різноманітних сполук - вуглеводів, амінокислот і ліпідів.

Обмін органічних кислот у мікроорганізмів тісно пов'язаний не лише з обміном вуглеводів, але і з перетворенням білкових речовин, ароматичних і гідроароматичних сполук. Найкраще утворення і перетворення органічних кислот досліджено у вищих рослин, бактерій і плісневих грибів. Це пояснюється тим, що багато органічних кислот, що утворюються бактеріями і грибами, грають важливу роль у різних галузях промисловості (лимонна, оцтова, фумарова, молочна, глюконова та ін.). Так наприклад для культури зеленої мікроводорості *Acutodesmus dimorphus* характерні такі органічні кислоти: гліколева, лимонна, фумарова, янтарна, молочна; в той час як для *Desmodesmus armatus* – гліколева, лимонна, яблучна, щавелева. Різниця також спостерігається і при визначенні продуктів азотного обміну (амінокислот). Для *Acutodesmus dimorphus* – це лізин, гістидин, аргінін, метіонін, глутамінова к-та, треонін, серин, аспарагінова к-та, пролін, аланін, цистеїн, валін, гліцин, ізолейцин, лейцин, тирозин, фенілаланін, цистотенова к-та. Для *Desmodesmus armatus* – цистин, гістидин, аргінін, серин, треонін, глутамінова к-та, валін, аспарагінова к-та, аланін, пролін, тирозин, метіонін, фенілаланін, лейцин (Сакевич, Усенко, 2008). Вміст органічних кислот у культуральних середовищах зелених водоростей може помітно коливатись, але частіше за все він складає 20-25 % від загальної кількості позаклітинних розчинних органічних речовин.

В деяких випадках під час розвитку у деяких штамів хлорели концентрація органічних кислот в середовищі сягає 80-100 мг/дм^3**.** Це означає, що екзогенні кислоти утворюються спочатку в клітинах, а потім вже виділяються в середовище, а не є лише продуктами перетворення інших позаклітинних сполук (Сиренко, Козицкая, 1988).

Порівняння інтенсивності накопичення органічних кислот і темпів росту водоростей виявило загальну тенденцію для всіх видів: чим інтенсивніше ростуть водорості, тим у більшій кількості екскретуються у середовище органічні кислоти, тобто крива відносних швидкостей росту біомаси водоростей нагадує криву вмісту загальних органічних кислот на одиницю біомаси. Все це свідчить про те, що органічні кислоти в основному виділяються водоростями в період інтенсивних фізіологічних процесів, коли дихання клітин найбільш інтенсивне. Вміст досліджуваних речовин на одиницю біомаси на початку росту культур водоростей у 10-20 разів більше, ніж на 30-у добу досліду, коли рівень фотосинтезу, росту і дихання водоростей значно зменшується. Тенденція до зменшення інтенсивності накопичення загальних органічних речовин у культуральних середовищах водоростей із зменшенням питомої швидкості їх росту, очевидно, не може бути загальною для всіх груп цього класу метаболітів.

Дані залежності справедливі для температури росту культур 24-27°С і освітленні 3 тис. лк. На другий день росту культур водоростей леткі органічні кислоти можуть становити 80-95% від усіх летких сполук, що виділяються клітинами в середовище. І це за умов, що на початку експоненціального росту культур водоростей концентрація всіх летких органічних сполук збільшується, а вміст летких кислот зменшується. В кінці експоненціальної і в стаціонарній фазах росту культур концентрація екзогенних летких органічних кислот знову збільшується.

Однак на одиницю біомаси водоростей летких органічних кислот, як і загальних розчинних органічних речовин, припадає більше всього на початку експоненціальної фази росту культур. Наприклад, в середовищі анабени на 5-й день її росту нагромадилося цих сполук 79,0 мг/г сценедесмуса - 9,41 мг/г, але уже на 8-у добу лише 13,4 мг/г біомаси, а в другій - 1,05 мг/г. Абсолютна кількість цих сполук у культуральних середовищах водоростей збільшується по мірі виходу культури на стаціонарну фазу росту **(**Сакевич

О.Й., Усенко О.М., 2008). Цілком очевидно, що такі зміни в інтенсивності накопичення летких органічних кислот клітинами водоростей обумовлені якимись життєвими функціями цих організмів, а відзеркалення їх виявляється в компонентному складі розчинних органічних речовин.

Важливою характеристикою метаболічного комплексу *Acutodesmus obliquus* є наявність двох терпеноїдів – склареоліда та метилового ефіру, окисленої похідної абиєтинової кислоти. Терпеноїди – важлива частина летких органічних речовин рослин, більшість з яких відрізняться різноманітними алелохімічними особливостями, при цьому встановлено, що вони активніше по відношенню до прокаріот, чим нормальні вуглеводні (Усенко, Сакевич, Баланда., 2010).

У середовищах культур було виявлено яблучну, лимонну, щавелеву і гліколеву кислоти**.** Особливу увагу було звернено на останню. Відмічено виділення її в середовище клітинами *Chlorella*. На долю гліколевої кислоти в деяких випадках припадає до 80% всього органічного вуглецю, синтезованого. Найбільш значна концентрація гліколевої кислоти (0,8-1,5 мг/дм^3) відмічена в перші дні розвитку культур, що складало 5-8% суми позаклітинних сполук середовища. Визначено, що вміст гліколевої кислоти звичайно не перевищує 24-30% її кількості в клітинах, але в деяких випадках може досягати 70-80% і навіть перевищувати внутріклітинну концентрацію. Дослідження, проведені на морських і прісноводних водоростях, показали, що *максимальна кількість* гліколевої кислоти спостерігається в культуральному середовищі в лаг-фазі, мінімальна - в логарифмічній фазі і на початку фази відносного зменшення росту. Зміна кількості гліколевої кислоти в окремих фазах росту настільки показова, що виникала думка про можливість використання цього показника як тесту віку культур в умовах обмеженого об'єму середовища клітинами. На інтенсивність продукування в середовище гліколевої кислоти водоростями впливає також концентрація вуглекислого газу. Максимальне виділення гліколату проходить при низьких концентраціях CO_2. Збільшення кількості вуглекислого газу веде до різкого зменшення виділення гліколату, а при концентраціях CO_2, що насичують фотосинтез, практично рівне нулеві (Miller, Meyer, Tanner, 1963).

При алелопатичній взаємодії зелених мікроводоростей (при спільному вирощуванні або додаванні культуральних фільтратів) їх біохімічний склад зазнає суттєвих змін, причому вміст білків змінюється приблизно з однаковою частотою у бік зростання або зниження, тоді як кількість ліпідів переважно знижується, а вуглеводів – підвищується. (Kirpenko, Usenko, Musiy, 2017). Це в першу чергу пов’язано з особливостями кожного виду водоростей поглинати біогенні речовини як у виді культур так і в складі популяцій водоростей.

Більше всього екзогенних фенольних сполук, у порівнянні з клітинними, виявлено у культуральному середовищі. Збільшення рівня метаболітів фенольної природи в культуральному середовищі з віком проходить як у результаті прямого виділення їх із клітин, так і в наслідок автолітичного розпаду органічних речовин відмерлих клітин, що накопичується у міру старіння культур. Той факт, що у міру старіння культур якісний склад екзогенних фенолів все більше наближається до складу клітинних, дає право робити висновок, що при старінні прижиттєві виділення водоростей поступово «розбавляються» сполуками автолітичного походження, а сам автоліз починає грати все більшу і більшу роль в накопиченні позаклітинних речовин.

Збільшення в середовищі концентрації летких органічних кислот, а також лимонної та інших свідчать про посилення деструктивних процесів. З іншого боку, вивчення накопичення органічних кислот у культуральних середовищах водоростей не може дати певного уявлення про інтенсивність їх клітинного виділення, так як в

залежності від фізіологічного стану продуцентів екзогенних органічних кислот може змінюватись рівень їх асиміляції із середовища. З цієї причини вміст кислот у середовищі, як і інших речовин, не може бути повною характеристикою їх екскреції.

Необхідно враховувати також видоспецифічність реакції інших організмів на ці сполуки. Дослідження взаємовідносин між водоростями вказує на ефекти, що виникають у відповідь на вплив іншого виду, що суттєво відрізняються у представників альгофлори. Очевидно це пояснюється як різною чуттєвістю клітин водоростей-мішеней, так і відмінностями в активності водоростей-донорів, обумовлених частково, спектром їх екзометаболітів (Кірпенко, 2013).

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Кірпенко Н.І. (2013). Аллелопатическое взаимовлияние пресноводных водорослей К.: Наук. думка, 253 с.

Сакевич О.Й., Усенко О.М. (2008). Алелопатія в гідроекосистемах. Київ: Логос, 344 с.

Сиренко Л.А., Козицкая В.Н. (1988) Биологически активные вещества водорослей и качество воды. К.: Наук. думка, 256 с.

Усенко О.М., Сакевич О.Й., Баланда О.В. (2010). Резистентність водоростей до біологічно активних речовин. Київ: Логос, 192 с

Borowitzka M. A., Vonshak A. (2017) Scaling up microalgal cultures to commercial scale // European Journal of Phycology, 52, №4. P. 407–418.

Becker E.W. (2007) Micro-algae as a source of protein. Biotechnol. Advances, 25. P. 207–210.

Kirpenko N.I., Usenko O.M., Musiy T.O. (2017). Influence of Allelopathic Factor on the Formation of Relationship between the Content of Proteins, Carbohydrates, and Lipids in the Cells of Green Microalgae. Hydrobiological Journal, Vol. 53, N 2. P. 73–86.

Miller A.G., Meyer C.M., Tanner H.A. (1963) Glycolate excretions and uptake by Chlorella. Plant. Physiol., 38, № 2. P. 97–100.

Tolberg N.E., Zill L.P. (1956). Excretion of glycolic acid by algae during photosynthesis J. Biol. Chem., 222, № 2. P. 895–899.

УДК : 502/504:57(477.81) 577.47: 504.054

V. MARTYNIUK[1,3], K. YUNKO[1], V. KHOMA[4], L. GNATYSHYNA[5], A. MUDRA[5], I. PANASIUK[1], B. GYLYTE[2], R. KARITONAS[2], L. MANUSADŽIANAS[2], O. STOLIAR[1],
[1]Ternopil Volodymyr Hnatiuk National Pedagogical University, Kryvonosa St 2, Ternopil 46027, Ukraine
[2]Institute of Botany, NRC, Ž. Ežerų 47, LT-08406 Vilnius, Lithuania
[3]Ternopil Ivan Puluj National Technical University, *Ruska St., 56, Ternopil 46001, Ukraine*
[4]Ternopil Scientific Research Forensic Center of MIA of Ukraine, St. Budny, 48, Ternopil 46020, Ukraine
[5]I. Ya. Horbachevsky Ternopil National Medical University, Maidan Voli, 1, Ternopil 46001, Ukraine

BIOINDICATION OF ADVERSE OUTCOME PATHWAYS IN THE COMBINE EXPOSURES OF BIVALVE MOLLUSCS TO MICROPLASTICS AND PHARMACEUTICALS

An adverse outcome pathway (AOP) is a novel conceptual construct that portrays existing knowledge concerning the linkage between a direct molecular and physiological

initiating events and an adverse outcome at an organism and population level of organization relevant to risk assessment (Khan et al., 2020). Bivalve molluscs are generally recognized bioindicators of the water quality due to their filter feeding and sedentary lifestyle, that provide the accumulation of pollutants in the aquatic environment, and in respect to high sensitivity of their systems of stress and detoxification to environmental challenges (Impellitterri et al., 2023 a,b). At the same time, bivalve molluscs are able to adapt to the environmental conditions in their native biotope, and, accordingly, suspect to show population-dependent differences in resistance to the adverse effects. As ectotherm organisms and facultative anaerobes, they respond sensitively to the temperature regime (Matskiv et al., 2024).

Among micropollutants of the emergence priority, the attention is focusing on microplastics (MP) and pharmaceuticals like non-steroidal anti-inflammatory drugs, antibiotics and psychoactive substances (Martyniuk et al., 2024). Regarding the potential toxicity of microplastics for bivalve molluscs, the views are contradictory due to the high filtering activity of the organism. However, the studies are mostly devoted to the acute toxic effect, and not focused on the expected vector interaction (so called "Trojan Horse" effect) relating hydrophobic contaminants including pharmaceuticals (Impellitterri et al., 2023 b).

The goal of this research was to evaluate the valuability of early warning signs of environmentally relevant exposures of the mixtures of micropollutants to indicate the AOPs of freshwater bivalve mollusc. The oxidative/reductive stress response, particularly of cellular thiolome, biotransformation and membrane transport were assessed to analyze the severity and specificity of responses. Finally, the activity of apoptosis and autophagy enzymes and lysosomal membrane stability were measured to indicate the directions AOPs for each exposure. Discriminant analysis and the calculation of Integrated Biomarker Response (IBR) were applied to distinguish the groups.

The adult specimens of swollen river mussel *Unio tumidus* (mean length 9.1-10.4 cm, and weight 56-90 g) were collected in the summer (July) from two populations at the middle streams of the Dniester bazin. One population was from the comparative undisturbed (pristine) area (Pr-population) and another was sampled at the anthropogenically loaded (contaminated) site (Ct-population). The molluscs were exposed to the microplastics (MP) with a particle size of 2 μm (polystyrene, Sigma Aldrich), 35-50 μm (polyethylene ultra-high, Sigma Aldrich), and 0.1-0.5 mm (shredded household polyethylene terephthalate, mesoplastic, according to the new size classification) at a concentration of 1 $mg \cdot L^{-1}$ each for 14 days. In the combine exposures, the mussels were subjected to mesoplastic in the combination with ibuprofen (IBU, pharmaceutical grade, 8 $\mu g \cdot L^{-1}$; to MP 30-35 μm with antipsyhotic pharmaceuticals caffeine (Caff, 20 μg L^{-1}) and chlorpromazine (Cpz, 12 ng L^{-1}), and to MP 2 μm and antibiotic salinomycin (Sal, 6 $\mu g \cdot L^{-1}$ /l) at 18°C (Mix) and 25°C (MixT). Concentrations of xenobiotics and the size of MP particles corresponded to their characteristics in natural water bodies, and the temperature regime of 25°C corresponded to the established temperature for water in the studied area in summer.

The accumulation of MP in the soft tissues of mussels was proved for mesoplastic. It was highest at 8-10 days of incubation (≈320-330 particles per individual compared to 9.5 particles in the control) and accompanied by the decrease in its quantity in the experimental environment. Comparison of the molluscs from two populations indicated more harmful oxidative stress manifestations of mesoplastic and its mixture with Ibu in the molluscs from the Pr-site. It was detected as the increased lipid peroxidation (LPO), protein carbonylation (PC) and down-regulated superoxide dismutase (SOD) activity, whereas in the Ct-population the responses were opposite: the activation of Mn-SOD by 185-300% and suppression of the PC by 37-26%. Despite the glutathione redox index (GSH/GSSG) was the same in the mussels

from two populations, the exposures increased it in the Pr-population, whereas Ct-molluscs had shown the pro-oxidant changes in the glutathione system.

Under the effect to 35-50 μm MP, all exposures caused the oxidative injury to lipids and proteins (except Mix), accompanied by increase of GSH and metallothionein levels, and supressed NAD^+. MP with a size of 2 μm did not cause changes in the oxidative stress system in molluscs. However, the action of mixture with Sal led to the activation of Mn-SOD and catalase, whereas the LPO was not affected. Under the heating, the response of catalase to mixture was inhibited by 19% compared to the control. The GSH content and the GSH/GSSG ratio decreased under the exposures to MP and its mixtures, especially under heating (up to 50%). The assessment of the metallothionein metal buffering activities detected the common regularity of the increased part of low-metalated protein that can be involved in the redox response of cellular thiolome. The only exception was detected under the heating. However, the level of Zn binding in the composition of metallothioneins was stable, regardless of changes in Zn total content in the tissue, especially in the MP groups (21% of the total Zn content in the tissue compared to 11% in the control) and MixT. According to the assessment of the NAD^+/NADH ratio, the impact of the exposures caused a common response: sharp and non-specific reduction stress - a decrease in this ratio in the range of 37-88% of the corresponding control. One exception was the response of MixT group in the exposure to 2 μm MP, in which a sharp decrease in the content of both forms of the coenzyme was observed, demonstrating the depletion of the energy supply system of the tissue. All exposures caused the decrease of the Zn/Cu tissue concentration ratio (particularly, MP 2 μm and by 6.9 times under the exposure to Sal), mostly due th the elevation of Cu level. Hence, whereas the oxidative stress responses were dependent on the size of MP, its combination and the history of population, the reductive stress with the participation of cellular low weight thiols and Zn/Cu balance was the common response to MP of different size and combination with pharmaceuticals. GTP-ase activity indicated similarly activation in all groups exposed to 35-50 μm MP and corresponding pharmaceuticals. The increase of lysosomal membrane instability was also the common feature.

Despite plural similar features in the stress responsesand cell viability, the biotransformation CYP450-dependent enzyme EROD and enzymes of apoptosys/autophagy demonstrated particular manifestations, especially at the presence of pharmaceuticals, indicating different AOPs. The mixture of mesoplastic with IBU reduced caspase-3 activity by 37-38% in the Pr-group. In the Pr-population, a decrease in the activity of cathepsin D in lysosomes and its enhanced exit from lysosomes, especially under the influence of MP (by 240%) was noted. The exposures to 35-50 μm MP did not affect caspase-3 but increased the lysosomal activity of cathepsin D. The coordinated activation of cytoplasmic and lysosomal pathways of apoptosis/autophagy was noted under the influence of 2 μm MP alone and in combination. However, under heating the coordination of the cytosolic and lysosomal death stimuli was distorted, confirming that heating and pollution could exert unexpected synergistic effects on aquatic life. Hence, whereas mesoplastic and its mixture activated more caspase-3 related AOP, 35-50 μm MP induced the lysosomal processess of proteolysis, and 2 μm MP and its mixtures induced coordinated cytosolic and lysosomal proteases. The IBR/19 index was 2.3 in control and 1.4. 2.4, 3.2 and 1.3 for MP (35-50 μm), Caff, Cpz and Mix groups correspondingly, attesting the negative cumulative effect of multi-stress exposure and the decisive role of MP in the effect of mixture.

Summarizing, it was discovered a number of common biochemical responses of reductive stress caused by MP, pharmaceuticals and their combinations, which attests the sensitivity of mollusc to environmentally relevant exposures. Pre-adaptation of molluscs in the contaminated area promotes the reactions to the exposures, whereas the heating aleviated the

ability of molluscs to respond. It has been proven that the specific effect of MP depends on its size. Under the joint exposure to MP and pharmaceuticals, a synergistic effect was manifested. It was negative or positive depending on the population, heating and the size of MP. The easy-to-implement assays of the NAD^+/NADH and Zn/Cu ratios to assess the severity of response of the mollusc to the harmful environmental effects are recommended as the bioindicators. These examples show how AOPs facilitate use of biochemical markers for forecasting chemical impacts on individuals and populations.

Acknowledgement.

This work has been granted by the Ministry of Education and Science of Ukraine (Proj. Nos. M-70/2021 and M/48-2024) and by the Research Council of Lithuania (Proj. No. S-LU-24-13) under the Joint Lithuanian-Ukrainian R&D Programme.

REFERENCES

Impellitteri, F., Yunko, K., Martyniuk, V., Khoma, V., Piccione, G., Stoliar, O., Faggio, C. (2023a). Cellular and oxidative stress responses of *Mytilus galloprovincialis* to chlorpromazine: implications of an antipsychotic drug exposure study. Front Physiol. 14, 1267953.

Impellitteri, F., Yunko, K., Martyniuk, V., Matskiv, T.,Lechachenko, S., Khoma, V., Mudra, A., Piccione, G., Stoliar, O., Faggio, C. (2023b). Physiological and biochemical responses to caffeine and microplastics in *Mytilus galloprovincialis.* Sci. Total Environ. 890, 164075.

Khan, B., Ho K, T., Burgess, R. M. (2020). Application of biomarker tools using bivalve models toward the development of adverse outcome pathways for contaminants of emerging concern. Environ Toxicol Chem. 39(8), 1472-1484.

Martyniuk, V., Matskiv, T., Yunko, K., Khoma, V., Gnatyshyna, L., Faggio, C., Stoliar, O. (2024). Reductive stress and cytotoxicity in the swollen river mussel (*Unio tumidus*) exposed to microplastics and salinomycin. Environ Pollut. 8, 123724.

Matskiv, T**.,** Martyniuk, V., Khoma, V., Yunko, K., Orlova-Hudim, K., Gnatyshyna, L., Geffard, A., Palos-Ladeiro, M., Stoliar, O. (2024). Biochemical basis of resistance to multiple contaminations in the native and invasive populations of *Dreissena polymorpha*. Comp. Biochem. Physiol. C. 276, 109803.

УДК 546.732 : (597.551.2+597.552.1): 612.1

Н.О. ВОВЧЕК, В.С. МАРКІВ, О.О. РАБЧЕНЮК, В.О. ХОМЕНЧУК, В.З. КУРАНТ
Тернопільський національний педагогічний університет імені Володимира Гнатюка,
вул. М. Кривоноса, 2, Тернопіль 46027, Україна

ВПЛИВ СУБЛЕТАЛЬНИХ КОНЦЕНТРАЦІЙ ІОНІВ Co^{2+} НА ПОКАЗНИКИ КРОВІ ПРІСНОВОДНИХ РИБ

Прогресуюче забруднення водного середовища важкими металами протягом останніх десятиліть викликає серйозне занепокоєння людства. Кобальт вважається важливим незамінним мікроелементом для тварин та входить до складу вітаміну B_{12}. Він регулює рівень глюкози в крові та впливає на активність багатьох ферментів (Perrault, 2014).

Як правило, дефіцит B_{12} призводить до поганого росту, низького рівня крові рівень гемоглобіну, зменшення споживання корму та анемії у риб (Bogard, 2015).

Разом з тим підвищені концентрації металу у воді можуть призводити до його накопичення в організмі тварин та викликати низку токсичних ефектів [Simonsen, 2012). Тому особливо актуальною є проблематика пошуку методів оцінки токсичності водного середовища. Риби є чутливими до забруднюючих речовин, тому їх часто використовують при оцінці якості води методами біоіндикації та біотестування (Van der Oost, 2003).

Так як система крові відображає реакцію організму на дію токсичних чинників (Atamanalp, 2009), то нами було досліджено зміни гематологічних показників риб за дії сублетальних концентрацій іонів кобальту у воді.

Для експериментальних досліджень було використано поширені прісноводні види риб карась сріблястий (*Carassius gibelio* Bloch.) і щука звичайна (*Esox Lucius* L.) середньою масою 200—220 г та 150—170 г відповідно. Вивчали вплив кобальту у двох концентраціях – 2 і 5 ГДК, що в перерахунку на іони становило 0,1 та 0,25 мг/дм^3. Метал додавали у воду акваріумів об'ємом 200 дм^3, де знаходилися дослідні групи риб (по п'ять особин у кожному), у вигляді кобальт хлориду. Воду в акваріумах змінювали щодводобово. Аклімацію риб здійснювали протягом 14 діб.

Після зазначеного терміну відбирали кров із серця риб. Для одержання плазми гепаринізовану кров центрифугували 20 хвилин при 3000 об/хв. Визначали концентрацію кобальту, лактату та пірувату у крові, вміст глюкози та активність лактатдегідрогенази (ЛДГ) у плазмі крові риб.

Для визначення вмісту металу проби крові спалювали у нітратній кислоті у співвідношенні 1:5 (об'єм : об'єм). Вміст металу визначали на оптичному спектрометрі з індуктивно-зв'язаною плазмою "iCAP 6300 DUO" (США).

Вміст глюкози у плазмі крові риб визначали глюкозооксидазним методом. Піруват та лактат екстрагували із крові риб крижаною 6 % хлорною кислотою та після нейтралізації визначали ферментативно з використанням препарату лактатдегідрогенази (Dando, 1969). Активність лактатдегірогенази (L-лактат: НАД оксидоредуктаза КФ 1.1.1.27) у плазмі крові визначали за швидкістю окиснення НАДН, яку реєстрували за зменшенням величини оптичної густини при 340 нм.

Досліди виконувались відповідно до правил Європейської конвенції про гуманне ставлення до лабораторних тварин. Всі одержані дані оброблено статистично з використанням пакету «Microsoft Offise Exel».

Аналіз одержаних результатів показав, що гематологічні показники крові риб мають видову специфіку. Так, вміст металів у крові обох видів риб не змінювався за дії сублетальних концентрацій іонів кобальту, проте у карася він був на порядок нижчим ніж у щуки (0,2-0,3 мг/дм^3 у карася проти 2,0-2,4 мг/дм^3 у щуки). Вміст глюкози, лактату та пірувату у крові контрольної групи *Carassius gibelio* становили 5,15 ± 0,24 ммоль/дм^3, 1,64 ± 0,12 ммоль/дм^3 та 90,5 ± 5,4 мкмоль/дм^3 відповідно. У крові щуки значення концентрацій цих метаболітів у контролі були наступними: 4,60 ± 0,16 ммоль/дм^3, 1,22 ± 0,10 ммоль/дм^3 та 135,4 ± 6,2 мкмоль/дм^3. За дії 0,1 та 0,25 мг/дм^3 іонів кобальту у воді вміст глюкози у плазмі крові риб зростав у 1,3 та у 1,1 рази у карася і в 1,15 та 1,4 разів у щуки. Це може бути обумовлено зростанням енерговитрат організму риб для протидії токсичному чиннику, адже підвищення рівня глюкози в крові є ознакою стресу (Samuelsson, 2011).

Вміст молочної та піровиноградної кислоти у крові карася та щуки дослідних груп насамперед залежав від концентрації іонів Co^{2+} у середовищі. Концентрація лактату у крові карася зростала у 1,4 рази за дії 0,1 мг/дм^3 іонів металу та поверталася до контрольних значень при 0,25 мг/дм^3, тоді як вміст пірувату практично не змінювався за

меншої концентрації іонів кобальту та зростав в 1,6 разів за впливу 0,25 мг/дм^3 іонів металу.

Зростання співвідношення кількості лактату до пірувату може мати важливе діагностичне значення та опосередковано свідчити про посилення анаеробних процесів у організмі тварин (Padmavathy, 2003). Співвідношення лактат/піруват у крові карася контрольної та дослідних груп при цьому становили 18, 24 та 11. Активності ЛДГ у плазмі *Carassius gibelio* корелювали із цими показниками (24,3 ± 2,1; 38,1 ± 2,7 та 16,5 ± 2,0 мкмоль НАДН/хв·мл плазми).

У крові щуки було відмічене пропорційне до концентрації іонів кобальту у воді зростання кількості лактату (у 1,05 та 1,5 разів) та зменшення пірувату (у 1,1 та 1,3 разів). Разом з тим відношення концентрацій молочної до піровиноградної кислоти у крові щуки було меншим у порівнянні з карасем (9, 10 та 12). Активність ЛДГ у плазмі крові щуки зростала із збільшенням концентрації металу у воді: 17,7 ± 1,9 та 19,9 ± 1,1 мкмоль НАДН/хв·мл плазми проти 15,5 ± 1,2 мкмоль НАДН/хв·мл у контролі, що може бути наслідком токсичного стресу.

Отже, в цілому можна зауважити, що за високих концентрацій іонів кобальту у воді (0,25 мг/дм^3) у щуки, на відміну від карася, зростає роль гліколітичних процесів у енергозабезпеченні організму про що свідчить збільшення концентрації лактату та активності ЛДГ поряд із зниженням кількості піровиноградної кислоти. Разом з тим у карася відмічено активацію анаеробних процесів за нижчої з досліджуваних концентрацій іонів металу у воді.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Perrault, J. R., Buchweitz, J. P., Lehner, A. F. (2014). Essential, trace and toxic element concentrations in the liver of the world's largest bony fish, the ocean sunfish (Mola mola). Marine Pollution Bulletin. 79(1-2), 348–353.

Jessica R. Bogard, Shakuntala H. Thilsted, Geoffrey C. Marks, Md. Abdul Wahab, Mostafa A.R. Hossain, Jette Jakobsen, James Stangoulis. (2015). Nutrient composition of important fish species in Bangladesh and potential contribution to recommended nutrient intakes. Journal of Food Composition and Analysis, 42, 120-133.

Simonsen, L. O., Harbak, H., Bennekou, P. (2012) Cobalt metabolism and toxicology–A brief update. Science of The Total Environment, 432, 210–215.

Van der Oost, R., Beyer, J., Vermeulen, N.P.E. (2003). Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. Environmental toxicology and pharmacology, 13(2), 57–149.

Atamanalp, M., Ucar, A., Kocaman, E.M., Keles, S., Sisman, T. Turkez, H. (2009). Alterations in the Blood Biochemistry of Salmo Trutta Fario Exposed to Cobalt Chlorite. National Water Days, Elazig,Turkey, 43 p

Dando, P. R. Lactate Metabolism in Fish. (1969). Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom. 1969, 49(1), 209–223.

Samuelsson, L.M.; Björlenius, B.; Förlin, L.; Larsson, D.G.J. Reproducible. (2011). 1H NMR-based metabolomic responses in fish exposed to different sewage effluents in two separate studies. Environ. Sci. Technol., 45, 1703–1710.

Padmavathy, P., Ramanathan, N., Francis, T. (2003). Glucose, lactate and pyruvate metabolism in Labeo rohita with reference to ambient oxygen. Asian Fisheries Science, 16(1), 51-58.

УДК 591.11:597.554.3
Н.В. ШМИГОЛЬ
Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара, проспект Науки, 72, Дніпро 49045, Україна

ОСОБЛИВОСТІ МОРФОЛОГІЇ ЕРИТРОЦИТІВ КОРОПОВИХ РИБ РІЧКИ САМАРА (ДНІПРОПЕТРОВСЬКА ОБЛАСТЬ)

Вплив шахтних вод із Західного Донбасу на річку Самара триває вже понад 80 років. Проведені раніше моніторингові дослідження біорізноманіття р. Самара свідчили про високу самоочисну здатність річки і стабільність її біологічної екосистеми, незважаючи на постійний потік шахтних вод (Kochet, 2006; Бузевич, 2012). Але екологічна обстановка р. Самара за останні роки суттєво погіршилася. Обміління та збільшення стічних вод гірничодобувних підприємств підвищили мінералізацію води у пригирловій частині до 3897,5 мг/л (4 ГДК для рибогосподарських ставків). В літні місяці спостерігаються заморні явища та дефіцит кисню. На прикладі карася сріблястого було показано, що в сучасних екологічних умовах р. Самара у риб спостерігаються негативні зміни в біохімії і морфології крові (Машкова, 2023). Враховуючи рибогосподарське значення р. Самара для Придніпровського регіону, певний інтерес уявляють дослідження крові інших промислових видів риб родини *Cyprinidae*, що мешкають у річці, та їх потенціал адаптації до сучасний екологічних умов.

Мотою нашої роботи було дослідити цитологічні та патоморфологічні характеристики еритроцитів трьох промислових видів риб - сазана звичайного (*Cyprinus carpio*), ляща звичайного (*Abramis brama*) та плітки звичайної (*Rutilus rutilus*).

Відбір проб відбувався під час промислових ловів у гирлі р. Самара біля с. Новоселівка (48°57354' N, 35°23509' E) у серпні та вересні 2023 року. Для досліджень використовували 4-х річних особин, які домінують у проимслі. Кров відбирали із серця риб і фарбували мазки за методом Романовського-Гімзи. Кожен мазок спостерігали за допомогою 40-кратного об’єктива з полем зору 100. Морфометричне дослідження еритроцитів проводили шляхом комп’ютерного аналізу мікрофотографій, зроблених цифровою камерою «Sciencelab T500 5.17 M», підключеною до мікроскопа «Biolam 70».

Для оцінки еритроцитарного статусу підраховували кількість зрілих і молодих еритроцитів, визначали цитологічні показники зрілих еритроцитів. Розраховували коефіцієнт еліптичності та ядерно-цитоплазматичний коефіцієнт еритроцитів, враховували патологічні зміни в клітинах і ядрах, підраховували їх відносну кількість. Отримані дані аналізували статистичними методами з використанням коефіцієнтів Стьюдента.

За результатами проведених досліджень у всіх трьох видів риб більшість еритроцитів (97,3-98,9%) становили зрілі еритроцити. У сазана відносна кількість незрілих еритроцитів була в 1,5 рази вищою, ніж у ляща, і у 2,5 рази вище порівняно з пліткою. Поздовжній і поперечний діаметри еритроцитів у сазана і ляща були значно більшими, ніж у плітки. Коефіцієнт еліптичності еритроцитів був подібний у ляща (0,31 ± 0,06) і сазана (0,34 ± 0,03), але вірогідно вищий, ніж у плітки. Площа зрілих еритроцитів була найбільшою у сазана (78,33 ± 1,012 мкм²) і ляща (73,70 ± 1,303 мкм²) і значно перевищувала площу еритроцитів плітки (56,75 ± 1,134 мкм²). Площа ядер еритроцитів сазана та плітки була достовірно більшою, ніж у ляща, 47% та 49% відповідно.

Ядерно-цитоплазматичне співвідношення (ЯЦС) було найвищим у плітки (0,45 ± 0,004) і переважало цей показник у ляща на 69 %, у сазана – на 38 %. По мірі збільшення

ЯЦС риб можна розташувати у такій послідовності: лящ – сазан – плітка. Різниця у показниках ЯЦС між видами була статистично достовірною ($p \leq 0,05$).

Патологія еритроцитів спостерігалася у всіх трьох видів риб, деформація мембрани та зміна форми клітин (пойкілоцитоз) найбільш поширені у сазана, тоді як агрегація еритроцитів була більш поширеною у ляща і особливо у плітки. Ядерна патологія (лізис, пікноз) в основному була характерна для ляща і плітки.

Таким чином, в умовах р. Самара у різних видів коропових риб були виявлені різні морфологічні пристосування еритроцитів до ефективного транспорту кисню. У сазана еритроцити мали більш подовжену еліпсоподібну форму та відносно велику площу дифузії. У ляща спостерігалось збільшення дифузної площі еритроцитів за рахунок зменшення площі ядра. У плітки відносно невелика площа еритроцитів, високий індекс ЯЦС і низький коефіцієнт еліптичності еритроцитів можуть свідчити про низькі адаптаційні можливості цього виду до умов р. Самара. Отримані дані уявляють інтерес для розробки заходів раціонального рибогосподарського використання р. Самара.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Бузевич, І. Ю. (2012). Стан та перспективи рибогосподарського використання промислової іхтіофауни великих рівнинних водосховищ України : дис. … д-ра біол. наук : 03.00.10 / ІРГ НААУ. Київ, 297 с.

Машкова К.А. (2023). Морфо-функціональна характеристика органів і тканин карася сріблястого (Carassius gibelio) р. Самара: дис. … д-ра філософії за спеціальністю 091 Біологія. Дніпро, 159 с.

Kochet, V. M., Khrystov, O. O., & Zahubizhenko, N. I. (2006). The problem of mine water discharge into the Samara River in the context of its impact on the biotic components of its ecosystem. Dnipro: Publishing House of DNU, 14, 86–93.

УДК: 597.551.213:504.5

Т.С. ШАРАМОК[1], Н.О. ХРОМИХ[1], Н.Б. ЄСИПОВА[1], П.О. КОРЖЕНЕВСЬКА[1], Ю.В. САХНЕНКО[2]

[1]Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара, пр. Науки, 72, Дніпро 49045, Україна

[2]Ліцей № 6, вул. Зіни Білої, 6, Новомосковськ 51200, Україна

ДОСЛІДЖЕННЯ ТОКСИЧНОГО ВПЛИВУ ТРОТИЛУ НА ФІЗІОЛОГІЧНИЙ СТАН КАРАСЯ СРІБЛЯСТОГО У МОДЕЛЬНІЙ ЗАБРУДНЕНІЙ ВОДОЙМІ

Застосування вибухових речовин супроводжується масштабним викидом важких металів та азотовмісних сполук, зокрема тротилу та продуктів його перетворення (Schillinger et al, 2020), що відбувається під час бойових дій на значній території України. Тротил (2,4,6-тринітротолуол) вважається найпоширенішою нітроароматичною сполукою для виробництва боєприпасів (Esteve-Núñez et al, 2001), яка має токсичну дію на біоту. Відносно висока розчинність тротилу у воді (Lynch J.C. et al, 2001) призводить до його поглинання та накопичення гідробіонтами (Toxicological Profile for TNT, 1995). Крім того, потрапивши у водне середовище, тротил здатний мігрувати харчовими ланцюгами, що становить значну загрозу екосистемі загалом і здоров'ю споживачів рибної продукції (Xu, M. et al, 2023).

Дослідження проводили в травні 2024 року в лабораторіях НДІ біології Дніпровського національного університету імені Олеся Гончара. Вплив тротилу на гематологічні характеристики крові риб вивчали на дворічних особинах Prussian Carp (*Carassius gibelio,* Bloch 1782), оскільки цей вид має широкий ареал розповсюдження і зустрічаються майже в усіх водоймах регіону. Забруднення водного середовища моделювали додаванням тротилу в кінцевих концентраціях 35 мг/л в акваріуми для *Carassius gibelio*. Тривалість впливу TNT на риб одну добу (гострий експеримент у дозі 35 мг/л), після чого проводили відбір зразків тканин для гематологічних досліджень.

Для дослідження гематологічних показників відбирали кров з хвостової артерії. Мазки крові фіксували та фарбували за Романовським-Гімза за стандартною методикою (ред. В. Д Романенка, 2006). Отримані препарати крові аналізували за допомогою мікроскопу «Ulab XY-B2TLED» (збільшення 40×10) та камери Sigeta M3CMOS FMA050 16.0. Патологічні форми еритроцитів визначали за (Давидов О.Н. et al, 2006), вказуючи кількість патологічних клітин крові як відсоток від загальної чисельності.

Після 2 годин від початку експерименту у клітинах крові карася сріблястого були визначені деструктивні порушення, такі як анізоцитоз у 4,33±0,72%, вакуолізація цитоплазми у 2,41±0,83%, зсув ядра у 1,27±0,32% та пойкілоцитоз у 0,67±0,3%. Також були зафіксовані одиничні амітози. Найбільший відсоток патологічних змін клітин випадав на явище олігохромазії (4,14±1,14%). По даним вчених, це явище характеризується блідим забарвленням еритроциту на ґрунті збіднення гемоглобіном та найчастіше є наслідком пригнічення еритропоезу під впливом будь-яких шкідливих факторів (Isbister, J. P. et al, 2023).

При дослідженні еритроцитів червоної крові карася сріблястого через 4 години впливу токсиканта спостерігалося підвищення структурних порушень клітин, найбільший відсоток яких випадав на анізоцитоз, котрий складав 23,19±2,69%. Цей показник був у 2,16 раз вищім за контрольні показники. Кількість клітин з олігохромазією складала 13,67%±3,19 і була у 15,64 раз вище в порівнянні з контрольною групою. Також були зафіксовані такі патології еритроцитів, як вакуолізація цитоплазми у 15,58±03,98, зсув ядра у 0,87±0,19% та пойкілоцитоз у 0,27±0,12% та амітоз у 1±0,25%.

При дослідженні цитологічних показників червоної крові карася сріблястого через 6 годин впливу токсиканта спостерігалося підвищення структурних порушень еритроцитів. Найбільший відсоток патологічних змін клітин крові зареєстровано для анізоцитозу та складав 16,14±2,86%. Це було у 1,5 раз більше по зрівнянню з контролем. Вакуолізація цитоплазми еритроцитів також збільшилась до 11,39±3,87%. Зсув ядра еритроцитів підвищився до 10,76±3,43%, що було у 3,66 раз більше в порівнянні з контролем. Кількість клітин з олігохромазією збільшилась до 3,93±1,69%, що було у 4,46 раз більше в порівнянні з контрольною групою. Пойкітоцити зустрічалися у 1,84±0,61%. Патологічний амітоз зустрічався у 1,5±0,22%, цей показник був у 1,5 раз більше ніж контрольний. Була відмічена поява без’ядерних еритроцитів у 1,86±0,78%. Згідно літературних даних (Rahman et al, 2019), поява без'ядерних клітин можлива при анеміях, що супроводжуються кисневим голодуванням.

Через 8 годин після початку експерименту у риб реєструються різноманітні деструктивні порушення еритроцитів, найбільша частина яких випадає на анізоцитоз який характеризується різнорозмірністю еритроцитів у руслі крові та складає 22,9±5,18%. Цей показник був у 2,16 раз вищім в порівнянні з контрольною групою. Кількість еритроцитів с зсувом ядра також збільшилось до 6,99±0,89% та перевищувала контрольні показники у 2,38 раз. Вакуолізація цитоплазми збільшилась до 4,56±2,15.

Було зареєстровано 3,75±1,14% випадків пойкілоцитозу у клітинах крові. Олігохромазія була зафіксована у 1,93±2,55% випадків, це у 2,19 раз більше в порівнянні з контролем. Також були виявлені патологічні амітози у 2±0,32%, що перевищували контрольні значення у 2 рази. Кількість без'ядерних еритроцитів зменшилась до 0,13±0,03% у порівнянні з цим же показником після 6 годин експерименту.

Гематологічний аналіз крові *Carassius gibelio*, що зазнав гострого впливу 2,4,6-тринітротолуолу, виявив збільшення структурних аномалій еритроцитів відносно контролю, а також появу патологій, відсутніх у контролі, такі як вакуолізація цитоплазми, каріоліз та безядерні еритроцити. Гострий вплив тротилу (35 мг/л протягом 8 годин) спричинив посилення всіх аномалій, за винятком пойкілоцитозу, який сягав вищого рівня при хронічному впливі тротилу. Ядерні аномалії, такі як зсув ядер, каріоліз та амітоз, найбільш яскраво проявилися при гострому впливі тротилу і служать маркерами цитотоксичності та генотоксичності 2,4,6-тринітротолуолу для *Carassius gibelio*.

Відмічені патологічні зміни еритроцитів мають неспецифічний характер та відображають адаптаційні особливості захисних реакцій червоної крові риб на дію токсиканту, які потребують подальшого вивчення.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

[1] 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. WIREs Water. 7(2), e1480. http://dx.doi.org/10.1002/wat2.1480

[4] Esteve-Núñez, A., Caballero, A., Ramos, J.L. (2001). Biological degradation of 2,4,6-trinitrotoluene. Microbiol Mol Biol Rev., 65(3), 335 – 352. https://doi.org/10.1128/mmbr.65.3.335-352.2001.

[5] 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-l,3,5-triazine (RDX), and octahydro-1,3,5,7-tetranitro-l,3,5,7-tetrazocine (HMX). JCED, 46(6), 1549–1555. http://dx.doi.org/10.1021/je0101496

[6] Toxicological Profile for 2,4,6-trinitrotoluene (TNT). (1995). Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. https://wwwn.cdc.gov/TSP/ToxProfiles/ToxProfiles.aspx?id=677&tid=125

[7] Xu, M., He, L., Sun, P., Wu, M., Cui, X., Liu, D., Adomako-Bonsu, A.G., Geng, M., Xiong, G., Guo, L., Maser, M. (2023). Critical Role of Monooxygenase in Biodegradation of 2,4,6-Trinitrotoluene by Buttiauxella sp. S19-1. Molecules, 28(4), 1969. https://doi.org/10.3390/molecules28041969

Арсан ОМ, Давидов ОА, Дьяченко ТМ, Евтушенко МЮ, Жукинський ВМ, Кирпенко НІ, Якушин ВМ. (2006). Methods of hydroecological research of surface waters. За ред. В. Д Романенка. НАНУ: Ін-т гідробіології. К: Логос.

Давидов О. Н., Темніханов Ю. Д., Куровська Л. Я. (2006). Патологія крові риб. Київ, Український фітосоціологічний центр.

Isbister, J. P. (2023). Roads travelled: the Journey to Patient Blood Management at 35 Years. Best Practice & Research Clinical Anaesthesiology.

СЕКЦІЯ VII: ІХТІОФАУНА ТА ВОДНІ БІОРЕСУРСИ ПРІСНОВОДНИХ І МОРСЬКИХ ЕКОСИСТЕМ, СТРАТЕГІЯ ЇЇ ЗБЕРЕЖЕННЯ ТА ВІДНОВЛЕННЯ

УДК 597.2/.5
В.О. ДЕМЧЕНКО, С.Г. БУШУЄВ, Ю.В. КВАЧ, Н.А. ДЕМЧЕНКО
ДУ «Інститут морської біології НАН України»,
вул. Пушкінська 37, м. Одеса 65048, Україна

ПОРІВНЯННЯ РЕЗУЛЬТАТІВ ДОСЛІДЖЕНЬ ВИДОВОГО СКЛАДУ РИБ ОЗЕРА КАРТАЛ (БАСЕЙН ДУНАЮ) ОТРИМАНИХ З ВИКОРИСТАННЯМ СТАНДАРТНИХ ІХТІОЛОГІЧНИХ МЕТОДІВ ТА МЕТОДУ eDNA

Озеро Картал розташоване в заплаві р. Дунай між південним краєм оз. Кагул і західною частиною оз. Кугурлуй, каналом пов'язане з р. Дунай, протоками – з оз. Кагул і Кугурлуй. Довжина озера становить 5 км, ширина – до 3 км, площа приблизно 15 км². Всю площу дна займають чорні мули з великою кількістю рослинних залишків (Владимиров, Зеров, 1961). Середня глибина складає 1,4 м, максимальна – 2,2 м (Стрюк, 2011). Наповнення озера відбувається, в основному, завдяки водообміну з р. Дунай по шлюзованих каналах (Гаркуша та ін., 2022).

Оцінка видового стану іхтіофауни озера Картал виконувалася шляхом іхтіологічних зйомок стандартними знаряддями лову відповідно до «Методичних рекомендацій з організації інвентаризації, оцінки, моніторингу водно-болотного угіддя міжнародного значення...» (2018) та аналізу ДНК проб води за методикою NatureMetrics на основі звітів про знайдені види іхтіофауни від NatureMetrics. Дослідження проводилися в рамках проєкту «Restoring the Danube Delta wetlands and steppes», що реалізується фондом Rewilding Europe разом з ГО «Rewilding Ukraine» згідно з програмою «Endangered Landscape Programme» Кембриджської природоохоронної ініціативи.

Багаторічний аналіз структури іхтіофауни оз. Картал говорить про відносно стабільний видовий склад іхтіоценозу. Наявність хоч і періодичного, але значного зв'язку оз. Картал з р. Дунай та іншими придунайськими озерами передбачає, що потенційно в іхтіофауні озера можуть зустрічатися мігранти з р. Дунай, хоча їх чисельність звісно буде низькою. Співвідношення чисельності та біомаси окремих видів риб за роками та сезонами може змінюватися дуже сильно, що визначається певними змінами стану екосистеми оз. Картал, насамперед його водністю. У цьому плані структура іхтіоценозу озера цілком динамічна.

Ключовим фактором, який визначає екологічні умови в озері, є рівень водообміну та обсяг води, який надходить в озеро з р. Дунай (Бушуєв, Демченко, 2019). Істотно впливає також режим заповнення озера водою. Відмінності в термінах заповнення в різні роки (терміни функціонування водоподаючих та сполучних каналів) можуть створювати більш менш сприятливі умови для заходу та виходу різних видів риб і, відповідно, впливати на зміну їх чисельності в озері.

Видова різноманітність іхтіоценозу озера Картал помітно скоротилася в порівнянні з періодом 1960-х рр., коли тут відмічалося 49 видів риб, що належали до 13 родин (Замбриборщ, 1965; Сосотояние запасов ..., 1962). У 1970-х рр. в озері було зареєстровано 34 види (Ярошенко, 1979), а в 2000-і рр. – 35 видів (Стойловський, Майков, 2000), при цьому додалися нові види – білий і строкатий товстолоби, білий амур, амурський чебачок, сонячний окунь.

В сучасних умовах в оз. Картал реєструється до 32 видів риб. Основу іхтіоценозу складають види риб родини Коропові (18 видів – 56,2 %). В останні роки в озері відмічаються нові види-вселенці – головешка-ротань, який на сьогодні регулярно відмічається в заболочених прибережних акваторіях. В 2024 році в уловах була відмічена прісноводна креветка (*Macrobrachium nipponense*), що інтенсивно поширюється водоймами регіону.

В умовах низького рівня р. Дунай озеро не наповнюється водою, що призводить до значного скорочення рівня глибин та значно впливає на стан прибережних екосистем. Низькі рівні, обміління прибережних нерестовищ не сприяють ефективному нересту фітофілів і можуть в певній мірі впливати на структуру іхтіоценозу. В умовах високих рівнів р. Дунай рівень водообміну з озером збільшується. Високі рівні води в озері сприяють збільшенню площ нерестовищ для фітофільних видів. Таким чином коливання рівня р. Дунай та рівень наповнення озера має вирішальне значення для нересту риб в озері Картал.

Цікавим аспектом роботи стало порівняння видового складу за двома методами. В рамках eDNA було ідентифіковано 30 таксонів (18 до виду, 7 до роду, 3 до родини, 2 гібридні комплекси). При цьому 7 таксонів, що були визначені до роду на основі аналізу видового складу риб регіону, з високою ймовірністю можна ідентифікувати до виду. При цьому в рамках досліджень іхтіофауни стандартними методами кількість ідентифікованих видів становила 29.

Результати eDNA дозволили додати до видового складу риб 4 види, які не реєструвалися при стандартних методах – 2 види товстолобів, амур білий та в'юн. При цьому раніше в загальному списку видів, який укладений на основі різних методів досліджень, в тому числі й аналізі уловів рибалок аматорів, ці види реєструвалися.

Водночас результати eDNA показують низку типових видів, таких як сонячний окунь, тюлька, лин та інших – в'язь та чехоня, які є рідкісними. Це можливо пов'язано з низькою чисельністю цих видів у водоймі.

Загалом eDNA дає досить високі показники подібності фауни в досліджуваній водоймі у порівнянні з стандартними методами. При цьому паралельні дослідження стандартними знаряддями лову дозволяють ідентифікувати більшу кількість видів, але вони більш складні та проблематичні в сучасних умовах.

За показниками частоти трапляння аналіз eDNA показав домінування 2 видів. Карась сріблястий зустрічався в усіх відібраних пробах, а плітка в кожній другій пробі. В кожній третій пробі відмічалися короп, верховодка, окунь звичайний, лящ, верховка, товстолоб білий та строкатий, амур білий та в'юн. При цьому при використанні стандартних методів домінантами були плітка, карась сріблястий, верховодка, окунь звичайний, гірчак, краснопірка, білизна, йорж, плоскирка, тюлька.

Неочікуваним є досить низька частота трапляння методом eDNA низки домінуючих видів таких як плоскирка, йорж, білизна, краснопірка, гірчак. І повна відсутність в пробах eDNA тюльки та сонячного окуня, які є досить чисельними видами у водоймі. Найбільш вірогідним поясненням цього може бути та обставина, що лови сітками та збирання проб eDNA проводилися не одночасно, при різних рівнях заповнення озера.

Підсумовуючи, слід відмітити, що використання eDNA разом зі стандартними методами досліджень дає змогу ідентифікувати більшу кількість видів. Разом з тим, такі комбіновані дослідження є більш складними та потребують узгодженості методів та підходів.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Александров Б.Г., Волох А.М., Воровка В.П. та ін. (2020). Методичні рекомендації з організації інвентаризації, оцінки, моніторингу водно-болотного угіддя міжнародного значення та складання інформаційного опису. За ред. В. Демченка, О. Петрович. Херсон: Олді-плюс. 227 с.

Бушуєв С.Г., Демченко В.О. (2019). Особливості ведення рибного господарства на придунайських озерах та перспективи його розвитку (огляд). Вісник ОНУ. Біологія, 24(2(45), 41–53.

Владимиров К.С., Зеров К.К. (1961). Физико-географический очерк придунайских лиманов. Труды Института гидробиологии АН УССР, 36, 185–193.

Гаркуша О.П., Бушуєв С.Г., Демченко В.О., Демченко Н.А., Дядічко В.Г., Синьогуб І.О. (2022). Особливості гідробіологічного режиму та структури іхтіофауни озер Картал та Кагул в умовах рибогосподарського використання водойм. Біологічні системи, 14(2), 143–154.

Замбриборщ Ф.С. (1965). Рыбы низовьев рек и приморских водоёмов Северо-Западной части Чёрного моря и условия их существования. Дисс. … д-ра биол. наук. Одесса. С. 90–98.

Состояние запасов рыб и рака придунайских водоемов и мероприятия по их увеличению. Отчет Одо АзЧерНИРО (1962). – Одесса, - 290 с.

Стойловський В.П., Майков Є.В. (2000). Сучасний стан іхтіофауни придунайських озер Картал і Кугурлуй, перспективи охорони і використання. Вісник Одеського національного університету, 5(1), 177–183.

Стрюк Т.Ю. (2011). Озеро Картал в системе Западной группы Придунайских водоемов и его характеристики. Вісник Одеського державного екологічного університету, 11, 56–61.

Ярошенко М.Ф. (1976).Озеро Кагул. Кишинев: Штиинца. 116 с.

УДК 597.2/.5+595.36+639.21+639.28

В.О. ПАЦЬКИЙ, Д.С. РЕШЕТНЯК, О.М. МАРЕНКОВ
Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара,
проспект Науки, 72, Дніпро 49045, Україна

ІХТІОФАУНА РІЧКИ САКСАГАНЬ В МЕЖАХ ВПЛИВУ ШАХТИ «ТЕРНІВСЬКА»

Дослідження іхтіофауни малих річок Дніпропетровщини є актуальним питанням, зважаючи на значний вплив антропогенних чинників на гідрологічний режим та якість води. Внаслідок змін у водному балансі та різкого зменшення стоку, більшість малих річок області зазнають поступового замулення і, у деяких випадках, пересихають, при цьому риби втрачають місця нересту та нагулу. Особливе занепокоєння викликає той факт, що до 40% забруднених вод Дніпропетровської області скидаються саме у малі річки, що посилюється додатковими забрудненнями від ґрунтових стоків через інтенсивне розорювання прибережних зон та розміщення господарських об’єктів у водоохоронних зонах.

Метою виконаних моніторингових науково-дослідних робіт було дослідження сучасних показників популяції іхтіофауни р. Саксагань в осінній період в умовах проведення планової діяльності шахти «Тернівська», а також виконання екологічних

умов, що покладені на суб'єкт господарювання, у т.ч. із здійснення післяпроектного моніторингу.

Риб відловлювали на мілководдях. Знаряддями лову була малькова тканка – волокуша завдовжки 10 м, пастки для риб, сачок і малявочниця 1 х 1 м. Увесь улов молоді риб розподіляли за видами, підраховували їхню кількість і проводили виміри довжини з точністю до 1 мм і маси особин з точністю до 0,01 г. За відносну чисельність приймали кількість особин на 100 м^2 площі облову. Видову належність визначали за Ю.В. Мовчаном.

Популяції риб є важливим компонентом біологічного різноманіття, оскільки слугує надійним індикатором екологічного стану водойми, чутливо реагуючи на зміни умов існування. Малі річки, входячи до складу водних антропогенних ландшафтів України, є відкритими екосистемами, де існують різноманітні гідробіоценози, якісний та кількісний склад іхтіофауни яких значною мірою залежить від антропогенної трансформації цих водойм. Тому моніторинг стану іхтіофауни є одним із ключових при оцінці впливу на довкілля. Загалом, іхтіофауна річки Саксагань характеризується наявністю видів, які можуть виживати в умовах зміненої гідрології та погіршеної якості води.

Видовий склад іхтіофауни Криворіжжя нараховує 37 видів, із 75 поширених на території Дніпропетровської області, що складає 49,3 % видового складу іхтіофауни області. В результаті зарегулювання стоку р. Інгулець та р. Саксагань відбулися зміни у формуванні іхтіофауни, що призвело до перерозподілу фауністичних комплексів і трофічних груп риб у водоймі. Такі перебудови відобразилися на видовому складі та чисельності угрупувань риб. За рахунок впровадження заходів з біомеліорації та штучного випуску (зариблення) риб відмічається збагачення іхтіофауни водойми інтродукованими видами, такими як білий амур (*Ctenopharyngodon idella* Valenciennes) і білий товстолобик (*Hypophthalmichthys molitrix* Valenciennes), яких переважно вселяють з метою зниження інтенсивності розвитку рослинності (для боротьби із цвітінням фітопланктону, надмірним заростанням берегів тощо).

Збагачення іхтіофауни регіону відбувається за рахунок поширення видів-вселенців. Наприклад, каналом «Дніпро–Кривий Ріг» та річкою Інгулець до річки Саксагань потрапили і широко поширились: тюлька (*Clupeolla delicatula* Nordmann), риба-голка пухлощока (*Syngnathus nigrolineatus* Eichwald), триголкова колючка (*Gasterosteus aculeatus* L), бичок-кругляк (*Neogobius melanostomus* Pallas) та сонячний окунь (*Lepomis gibbosus* L.).

В сучасній іхтіофауні промислове та рибогосподарське значення мають наступні види риб, які зустрічаються на різних ділянках річки: карась сріблястий *Carassius gibelio* (Bloch, 1782), плітка (*Rutilus rutilus* L.), плоскирка (*Blicca bjoerkna* L.), лящ (*Abramis brama* L.), короп (сазан) (*Cyprinus carpio* L.), звичайний окунь (*Perca fluviatilis* L.), звичайний судак (*Lucioperca lucioperca* L.), звичайна щука (*Esox lucius* L).

На дослідних ділянках сучасний видовий склад риб нараховував 17 видів риб, які відносяться до 7 родин (Cyprinidae – 7; Gobiidae – 4; Percidae – 2; Clupeidae – 1; Gasterosteidae –1, Cobitidae – 1; Centrarchidae – 1). Порівняно з весняними даними видовий склад поповнився на два види за рахунок представників родини Окуневі. Під час іхтіологічних досліджень

Для дослідженої ділянки річки спостерігається домінування короткоциклових видів риб – триголкової колючки, чебачка амурського, гірчака і верховодки. Протягом моніторингових досліджень відмічається, що в іхтіоценозі домінують короткоциклові види з високим спектром пристосувань до трансформованих водойм (за винятком

широко розповсюдженої краснопірки звичайної). Чисельність верховодки сягала до 29,70 екз./100 м^2 у точці 500 м нижче випусків зворотних (дощових і талих) вод шахти «Тернівська» при середній чисельності та біомасі в зоні впливу шахти – 22,59 екз./100 м^2 та 41,92 г/100 м^2 відповідно.

Коливання чисельності та біомаси риб також пов'язане з сезоном відбору проб і температурою води. Пояснити тенденцію поширення і чисельного домінування короткоциклових видів можливо відсутністю місць для ефективного природного нересту та нагулу молоді інших видів риб, більш вимогливих до умов природного відтворення, а також надходженням стічних вод комунального і промислового походження, рівневим режимом водойми та іншими негативними чинниками.

У вересні 2024 року ділянка річки Саксагань, яка знаходиться під впливом діяльності шахти «Тернівська», характеризувалася наступними показниками чисельності та біомаси риб – 139,13 екз./100 м^2 та 184,77 г/100 м^2 відповідно, що майже відповідає даним осені 2023 року. Отже, значних коливань видового та кількісного складу в іхтіофауні за рік дослідження не відмічено. За період досліджень риб, які мають охоронний статус і занесені до Червоної книги Дніпропетровської області та Червоної книги України, в межах проведення планової діяльності шахти «Тернівська» не виявлено.

УДК 574.5: [597.2/.5:] (282.247.32)
В. Л. ДОЛИНСЬКИЙ
Інститут гідробіології НАН України,
проспект Володимира Івасюка, 12, Київ 04210, Україна

ЕКОТОНИ ТА ЇХ РОЛЬ У ПОШИРЕННІ ЧУЖОРІДНИХ ВИДІВ РИБ У ДНІПРОВСЬКИХ ВОДОСХОВИЩАХ

Концепція та термін екотон, як перехідна зона між сусідніми екологічними системами, виникли в результаті досліджень наземної флори (Livingston, 1903;Clements, 1905). Згодом, застосування екотонного підходу у водному середовищі показало надзвичайну поширеність перехідних зон та їх значення для функціонування гідроекосистем, в тому числі для відтворення та нагулу риб (Zalewski, 2001). З іншого боку, останніми десятиліттями спостерігається посилення проникнення багатьох видів рослин і тварин за межі їх первинного ареалу, причиною цього небезпідставно вважається людська діяльність. Зокрема, інтенсивне розширення ареалів деяких понто-каспійських видів риб почалось і відбувається після зарегулювання великих річок. Становить певний інтерес встановлення ролі екотонних зон річкових екосистем у процесі проникнення чужорідних видів риб, зокрема, у Дніпровському каскаді водосховищ.

Існує певна типологія річкових екотонних зон, розробляється їх морфологія, розмірність — продольна, латеральна, вертикальна, темпоральна (Wiens, 2002). Додатково до цього вважаємо доцільним усе різноманіття видів екотонів розділити відповідно до головної ознаки річки — її течії. За розташуванням відносно течії всі річкові екотони можна поділити на дві групи: поздовжні та поперечні.

Поздовжні екотони — це такі, лінія яких паралельна течії. Прибережні рослинні угруповання в річках утворюють саме такі поздовжні екотони, які надають риси континуальності (*continuity*) річкам. До них відносяться також екотони "річка-річка", "берег-чистоводдя".

До поперечних відносяться екотони, лінія яких перпендикулярна напрямку течії, це , “плесо-перекат”, “річка-озеро”, “річка-море”. Останнім поперечним екотоном на головній річці є екотон “річка-море”. Поперечні екотони надають річці риси дискретності (*patchness*), вони стримують розширення ареалів, проте сприяють накопиченню чисельності. Однак, ця дискретність не абсолютна, вона відносна, ступінь її проникності різна для різних видів. До цих природних поперечних екотонів можна приєднати й штучний екотон — греблю водосховища, який ми пропонуємо назвати техноекотоном. Наскільки правомірна така пропозиція?

Екотон, за загальноприйнятим визначенням, це перехідна зона, яка існує між межуючими угрупованнями, екосистемами. Якщо у природному екотоні організми (рослинні, тваринні) кожного з угруповань можуть переходити в зону свого сусіда, то який перехід можливий крізь греблю? Перехід, у випадку дніпровських ГЕС можливий. Не такий вільний, але можливий крізь судноплавні шлюзи в греблях. Такі шлюзи присутні на всіх греблях водосховищ Дніпровського каскаду. Саме через них можливий взаємний перехід у протилежних напрямках навіть для Gobiidae (у пелагічній стадії розвитку). Є також і регулярний, але односторонній перехід організмів в напрямку нижнього б’єфа, який здійснюється через турбінні водоводи ГЕС під час генерації електроенергії. Епізодично відбувається також холостий скид надлишків води у водосховищі через спеціальну гідротехнічну споруду — водоскид. Разом з водою через турбінні водоводи та водоскиди переходить в іншу екосистему і гідробіота, що населяє товщу водосховища – фіто-, зоопланктон, риби та ін. Таким чином, головні ознаки екотону — межуючі екосистеми і обмін між ними організмами дозволяють визнати греблі ГЕС техноекотонами. Для таких техноекотонів притаманна також важлива риса звичайних екотонів — “крайовий ефект”, тобто збільшення багатства видами та їх чисельності, що спостерігаються під час нерестового ходу.

Але не тільки гребля має ознаки поперечного екотону у водосховищах. Значно вище греблі, там де виклинюється підпір водосховища і річкові води входять у водосховище — ця зона також є поперечним екотоном. На Дніпрі найвищим серед таких є екотон у зоні виклинювання підпору Київського водосховища біля Теремців.

Існують різні визначення терміну чужорідний вид. На нашу думку, чужорідний вид – це самовідтворюваний вид, який потрапив за межі його нативного ареалу. Виключення становлять постійно інтродуковані в значних кількостях види. З використанням такого підходу за літературними джерелами (Мовчан, 2012; 2014, 2015; Новіцький, 2021; Христенко, 2011) та власними даними складено перелік чужорідних видів риб, що зареєстровані у водоймах Дніпровського каскаду. За різними оцінками у Дніпровському басейні зареєстровано таких 32 види (Семенченко, 2014), або 36 видів (Новіцький, 2021), що з'явилися лише за останні 50-70 років. Нашими даними підтверджується наявність 32 видів: *Acipenser ruthenus, Clupeonella cultriventris, Alosa tanaica, Alosa pontica, Hypophthalmichthys molitrix, Aristichthys nobilis, Ctenopharyngodon idella, Mylopharyngodon piceus, Pseudorasbora parva, Cyprinus carpio, Carassius gibelio, Atherina pontica, Nerophis teres, Syngnathus nigrolineatus, Pungitius platygaster, Gasterosteus aculeatus, Sander volgensis, Percarina demidoffii, Lepomis gibbosus,Perccottus gleni, Knipowitschia longecaudata, Knipowitschia caucasica, Neogobius melanostomus, Neogobius fluviatilis, Ponticola ratan, Ponticola Kessleri, Babka gymnotrachelus, Mesogobius batrachocephalus, Proterorhinus semilunaris, Caspiosoma caspium, Benthophiloides brauneri, Benthophilus nudus*. Підрахунок кількості чужорідних видів риб на восьми ділянках каскаду разом з ділянками вище (ВД) та нижче (НД) показав поступове зниження кількості чужорідних видів від нижньої ділянки каскаду (30 видів) до: 27 у

Каховському, 26 у Дніпровському, 22 у Камянському, 20 у Кременчуцькому, 17 у Київському водосховищах, яке дещо порушується у Канівському водосховищі, де зареєстровано 22 види. Звертає на себе увагу й різке падіння числа таких видів (8) на ділянці вище Київського водосховища. Цікавим є напрямок експансії ротана головешки, який є у Верхньому Дніпрі, Київському, Канівському та Кременчуцькому водосховищах, але ще нема у Камянському й Дніпровському водосховищах.

Незважаючи на штучність походження водосховищ Дніпровського каскаду, на їх акваторіях з часом сформувались унікальні природні екосистеми, всі компоненти яких тісно пов'язані між собою. Найбільш цікавим у контексті поздовжніх екотонів є прибережний пояс вищої водяної рослинності, який в умовах дніпровських водосховищ поширюється по акваторіях до глибини 2,5-3 м. при нормальному підпірному рівні. В ідеалі цей екотон у великому масштабі можна уявити у вигляді прямої стрічки макрофітів між берегом і чистоводдям. Але при зменшенні масштабу виявляється звивистість берегової лінії і неоднорідність зони макрофітів, в якій вирізняються пояси повітряно-водяної та зануреної рослинності та їх плямистість, обумовлена як різноманіттям флори так і наявністю "вікон" чистоводу. Завдяки звивистості протяжність берегової лінії значно більша ніж подвійна довжина (лівий та правий береги) самих водосховищ. На Дніпрі сума довжин водосховищ дорівює 904 км, а загальна протяжність берегової лінії завдяки її звивистості становить 3457 км. Відомо, що цей пояс має надзвичайно важливе значення для відтворення аборигенної іхтіофауни. Для дослідження вірогідного зв'язку прибережної рослинності та поширення чужорідних видів було використано власні матеріали по молоді риб, що збирались у 1977 — 1994 роках на шести водосховищах каскаду. За допомогою, головним чином, виринаючої сітки (Долинский, 1981) та малькової тканки 6 х 1,4м з сита №7 були обстежені прибережні зарості більш ніж 26 формацій вищої водяної рослинності від Верхнього до Нижнього Дніпра. Риби були виявлені на 546 з 751 проведених станцій. Лови по окремим формаціям були приблизно пропорційні їх представленості у прибережній рослинності: *Typha angustifolia* (132 станції), *Phragmites australis* (112), *Potamogeton perfoliatus* (83) та *P. lucens* (11), *Glyceria maxima* (40), *Ceratophillum demersum* (17), *Nuphar lutea* (17). Інші формації досліджувались рідше, по 5 і менше станцій. Не були зустрінуті чужорідні види у таких формаціях: *Glyceria maxima, Sparganium erectum, Salvinia natans, Oenanthe aquatica, Najas marina, Zizania latifolia* при тому, що аборигенні види риб в цих формаціях були присутні.

Виявилось, що значне збільшення кількості чужорідних видів почалось з 1992-го року, коли питома кількість чужорідних видів на одну станцію (без урахування "пустих" проб, в яких взагалі не були виявлені риби) збільшилась з 1-1,2 до 2. Другий скачок цього показника відбувся 1997 року, він досяг 3,6. За період з 1977 по 1994 рр. у прибережних фітоценозах було зареєстровано 15 чужорідних видів: *Clupeonella cultriventris, Pseudorasbora parva, Carassius gibelio, Atherina pontica, Syngnathus nigrolineatus, Pungitius platygaster, Gasterosteus aculeatus, Knipowitschia longecaudata, Neogobius melanostomus, Neogobius fluviatilis, Ponticola Kessleri, Babka gymnotrachelus, Mesogobius batrachocephalus, Proterorhinus semilunaris, Benthophilus nudus.*

Найбільш "гостинними" для чужорідних видів формаціями виявились формації зануреної рослинності — рдесників та кушира, в яких індекс зустрічальності таких видів на одну станцію сягав 1,8. Всього тут було зареєстровано 10 видів чужорідних видів, найчастіше зустрічались *Proterorhinus semilunaris* та *Syngnathus nigrolineatus.*

Зважаючи на те, що основу зануреної рослинності на дніпровських водосховищах становлять найбільш поширені саме рдесникі та кушир, то такий поздовжній

прибережний екотон типу зарості-чистовод зі своєю різноманітною структурою став своєрідним коридором для проникнення чужорідних видів риб.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Долинский В.Л., Кудринская О.И. Всплывающая сеть для лова молоди рыб. Гидробиол. журн. 1981. Т.17, № 4. С. 99-101.

Мовчан, Ю. В. (2012). Сучасний склад іхтіофауни басейну верхнього Дніпра (фауністичний огляд). Збірник праць зоологічного музею. №43. С. 35–50

Мовчан Ю. В., Романь А. М. Сучасний склад іхтіофауни басейну Середнього Дніпра (фауністичний огляд). Збірник праць Зоологічного музею. 2014. № 45. С. 25–45.

Мовчан Ю.В., Романь А.М. Сучасний стан іхтіофауни басейну Нижнього Дніпра // Збірник праць Зоологічного музею. 2015. № 46. С. 37–51.

Новіцький Р.О. (2021). Інвазії чужорідних видів риб у дніпровські водосховища: монографія. Дніпро: ЛІРА. 280 с.

Семенченко В. П. , М. О. Сон, Р. А. Новицкий, Ю. В. Квач, В. Е. Панов. Чужеродные макробеспозвоночные и рыбы в бассейне реки Днепр. Российский журнал биологических инвазий. 2014. № 4. С. 76–96.

Христенко Д.С., Рудик-Леуська Н.Я., Котовська Г.О. (2011). Атлас адвентивної іхтіофауни басейну р. Дніпро. К.: Фітосоціоцентр. – 124 с.

Livingston, B.E. 1903. The distribution of the upland societies of Kent County, Michigan. Botanical Gazette 35: P. 36–55.

Clements F.S. Research Methods in Ecology. Lincoln, Nebraska: Univ. Publ. Co., 1905. 334p.

Wiens J. A. Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water. Freshwater Biology. 2002. Vol. 47. P. 501–515.

УДК 597.556.333.1:57.045: 004.932:519.652.

В.В. ЗАМОРОВ, Ю.В. КАРАВАНСЬКИЙ
Одеський національний університет імені І. І. Мечникова,
вул. Шампанський провулок, 2, Одеса, 65082, Україна

ВПЛИВ ТЕМПЕРАТУРИ ВОДИ НА ВНУТРІШНЬОВИДОВУ АГРЕСИВНІСТЬ БИЧКА ПІНЧУКА *PONTICOLA CEPHALARGOIDES* (PINCHUK, 1976) ТА БИЧКА КРУГЛЯКА *NEOGOBIUS MELANOSTOMUS* (PALLAS, 1814)

Ендемічні Понто-Каспійські бичкові риби включають близько 24 видів, що належать до родів *Babka, Neogobius, Mesogobius, Ponticola* та *Proterorhinus* (Teleostei: Gobiidae). Ця група є географічно обмеженим монофілетичним таксоном, який відзначається значною радіацією (Ray, Corkum, 1997).

Географічна ізоляція і таксономічне різноманіття Понто-Каспійських бичків є особливими. Розуміння екологічних основ цих особливостей може допомогти виявити фактори, що сприяють їх швидкій еволюційній диверсифікації, а також пояснити їх успіх в якості інвазивних видів (Neilson, Stepien, 2009).

Окремі види, а саме *Proterorhinus semilunaris* (Heckel, 1837), *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814), *N. fluviatilis* (Pallas, 1814) та *Ponticola kessleri* (Günther, 1861) успішно інтродукувалися в прісноводні євразійські системи та північноамериканські Великі озера (Ericsson, Persson at al., 2020). Вони стали настільки численними, що викликають занепокоєння та класифікуються як інвазивні (Kolar, Lodge, 2001; Mack,

Simberloff at al., 2000). Серед важливих характеристик інвазивних видів відзначають агресивність та специфічну толерантність, як ознаки, що сприяють їх успіху (Holway, Suarez, 1999; Rehage, Sih, 2004). Крім того, для розуміння самого процесу інвазії нещодавно була застосована «теорія поведінкових синдромів» (Pintor, Sih at al., 2009; Cote, Clobert at al., 2010), тому вивчення такого аспекту поведінки риб, як агресивність є важливим для розуміння принципів розповсюдження представників родини Gobiidae як у Понто-Каспійському регіоні, так і на нових місцях існування.

Метою нашої роботи було вивчення прояву внутрішньовидової агресивної поведінки в залежності від температури води двох видів Понто-Каспійських бичкових риб – бичка кругляка *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814) та бичка Пінчука *Ponticola cephalargoides* (Pinchuk, 1976). Для них характерна територіальна поведінка, яка проявляється у вигляді агресії, як внутрішньовидової, так і направленої на представників інших видів (Манило, 2014).

Лабораторні експерименти проводили в акваріальній кафедри зоології, гідробіології та загальної екології Одеського національного університету імені І. І. Мечникова. Розглядали прояв агресивної поведінки риб в температурному діапазоні води від 10 ºС до 26 ºС. Відлік вели від температури води 10 ºС кроком у 2 ºС. Спостереження для кожного температурного показника проводилися цілодобово продовж п`яти днів. Всього було проведено 45 спостережень для кожного виду. Рухову активність та агресивність риб фіксували за допомогою цифрової камери, встановленої над акваріумом з таким розрахунком, щоб об'єктив відеокамери охоплював всю площу дна акваріума. Після закінчення експерименту отриманий відеозапис переносили в пам'ять комп'ютера і обробляли за оригінальною методикою для трекінгу лабораторних тварин «Метод комп’ютерного зору» (Shvandt, Moroz, 2022).

Для досліджень окремого виду бичків була відібрана група риб. Кожна група складались з 10 особин, до якої входили 5 самців (загальна довжина риб 13–14 см) та 5 самок (загальна довжина риб – 12–13 см).

Для визначення впливу температури води на інтенсивність агресивності спочатку вимірювали загальну рухову активність риб, яку фіксували по інтервалах тривалістю в одну годину. За одиницю агресивної поведінки було обрано середню кількість агресивних рухів за годину, які приводили до зміни положення чи втечі риби, в напрямку якої вони були здійснені. Наявність фізичного контакту між особинами не бралась до уваги. Інтенсивність агресивності оцінювалась у відсотковому співвідношенні агресивної активності до загальної рухової активності.

Найвищий показник загальної та агресивної активності бичка Пінчука був зареєстрований при температурі води 12 ºС і складав у середньому 68,9±3,6 та 24,3±2,3 рухів за годину відповідно. Найменший показник спостерігався при температурі 26 ºС – у середньому 13,4±0,6 та 3,6±0,8 рухів за годину відповідно. Найвища інтенсивність агресивності зафіксована при температурі 20 ºС (53,8%), а найнижча – при температурі 26 ºС (26,8%). Інтенсивність агресивності відносно показника 10 ºС поступово збільшувалась і досягла максимального значення при температурі 20 ºС (на 42,4%), після чого мала тенденцію тільки до зменшення. Значуще зменшення інтенсивності агресивності відносно попереднього показника температури відбулось при її підвищенні з 22 до 24 ºС (на 24,5%). Значуща відсоткова відмінність між мінімальним (при температурі 26 ºС) та максимальним (при температурі 20 ºС) значеннями інтенсивності агресивності бичка Пінчука складала 66,9%.

Бичок кругляк виявляв найвищу рухову активність в температурному діапазоні від 12 до 14 ºС (133,3–111,1 рух/год), в цьому ж температурному інтервалі спостерігалась

і найвища агресивна активність (80,8–82,9 рух/год). Найнижчий показник загальної активності відзначено при температурі 26 ºС (51,6 рух/год), показник агресивної активності – при температурі 24 ºС (23,3 рух/год). Найвища інтенсивність агресивності зафіксована при температурі 14 ºС (73,9%) а найнижча – при температурі 24 ºС (42,3%). Відносно показника при температурі води 10 ºС інтенсивність агресивності бичка кругляка значуще збільшилась при температурі 14 ºС (на 35,5 %). Відносно попереднього показника температури інтенсивність агресивності значуще збільшилась при температурі 14 ºС (на 15%) та зменшилась при температурі 24 ºС (на 27,4%). Значуща відсоткова відмінність між мінімальним (при температурі 24 ºС) та максимальним (при температурі 14 ºС) значеннями інтенсивності агресивності складала 54,4%.

Бичок кругляк в лабораторних умовах виявляв більшу рухову та агресивну активність, мав більші показники інтенсивності агресивності, ніж бичок Пінчука. Можна припустити, що такий тип поведінки дозволяє йому мати успіх в розширенні свого ареалу і ставати інвазійним видом в нових водоймах, на відміну від бичка Пінчука, який теж є досить поширеним видом в межах Понто-Каспійського регіону (Бычковые рыбы.., 2009; Заморов, Караванський та ін., 2019).

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Бычковые рыбы (Gobiidae, Perciformes) северо-западной части Черного моря и прилегающих лиманных экосистем / Л. Г. Манило // *Збірник праць Зоологічного музею.* – 2008–2009. – Вип. 40. – С. 19–46.

Заморов, В. В., Караванський, Ю. В., & Чернікова, С. Ю. (2019). Результати досліджень іхтіофауни в прибережній зоні моря Одеської затоки у 2016–2017 рр. *Вісник Одеського національного університету. Серія: Біологія*, (24, Вип. 1), 77–93.

Манило Л. Г. Рыбы семейства бычковые (Perciformes, Gobiidae) морских и солоноватых вод Украины. К.: Наукова думка, 2014.

Cote, J., Clobert, J., Brodin, T., Fogarty, S., & Sih, A. (2010). Personality-dependent dispersal: Characterization, ontogeny and consequences for spatially structured populations. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, *365*(1560), 4065–4076. https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0176

Ericsson, P., Persson, A., Behrens, J. W., Brodin, T., Hirsch, P. E., Sundelin, A., van Deurs, M., von Friesen, L. W., & Nilsson, A. P. (2020). Personality-dependent inter- and intraspecific foraging competition in the invasive round goby, *Neogobius melanostomus*. *Journal of Fish Biology*. https://doi.org/10.1111/jfb.14652

Holway, D. A., & Suarez, A. V. (1999). Animal behavior: An essential component of invasion biology. *Trends in Ecology & Evolution*, *14*(8), 328–330. https://doi.org/10.1016/s0169-5347(99)01636-5

Kolar, C. S., & Lodge, D. M. (2001). Progress in invasion biology: Predicting invaders. *Trends in Ecology & Evolution*, *16*(4), 199–204. https://doi.org/10.1016/s0169-5347(01)02101-2

Mack, R. N., Simberloff, D., Mark Lonsdale, W., Evans, H., Clout, M., & Bazzaz, F. A. (2000). Biotic invasions: Causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications*, *10*(3), 689–710. https://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010(0689:bicegc)2.0.co;2

Neilson, M. E., & Stepien, C. A. (2009). Escape from the Ponto-Caspian: Evolution and biogeography of an endemic goby species flock (Benthophilinae: Gobiidae: Teleostei). *Molecular Phylogenetics and Evolution*, *52*(1), 84–102. https://doi.org/10.1016/j.ympev.2008.12.023

Pintor, L. M., Sih, A., & Kerby, J. L. (2009). Behavioral correlations provide a mechanism for explaining high invader densities and increased impacts on native prey. *Ecology*, 90(3), 581–587. https://doi.org/10.1890/08-0552.1

Ray, W. J., & Corkum, L. D. (1997). *Environmental Biology of Fishes*, *50*(3), 267–273. https://doi.org/10.1023/a:1007379220052

Rehage, J. S., & Sih, A. (2004). Dispersal behavior, boldness, and the link to invasiveness: A comparison of four gambusia species. *Biological Invasions*, 6(3), 379–391. https://doi.org/10.1023/b:binv.0000034618.93140.a5

Shvandt, M., & Moroz, V. (2022). Overview of the detection and tracking methods of the lab animals. *System Research and Information Technologies*, (1), 124–148. https://doi.org/10.20535/srit.2308-8893.2022.1.10

УДК 639.5

І.І. БОРОВИК, О.С. НЕСТЕРЕНКО, О.М. МАРЕНКОВ,
В.О. КУРЧЕНКО, І.В. ГОЛУБ
Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара,
проспект Науки, 72, Дніпро 49045, Україна

МОДУЛЬНЕ УКРИТТЯ ДЛЯ РІЧКОВИХ РАКІВ

Річкові раки є розповсюдженим макрозообентосним видом фауни водойм України та об’єктом раківництва та раколовства. Ареали ракоподібних легко руйнуються за рахунок обміління водойм, ерозії берегів. Виходячи із особливостей життєдіяльності (схильність до канібалізму, уразливість під час линьки, територіальна поведінка), вони потребують спеціальних укриттів. Також раки потребують індивідуальних схованок, у яких вони впадають у сплячку та зимують. Природними укриттями можуть слугувати нори у піску, які раки викопують самостійно, або порожнини між камінням, отвори у корчах, чи інші затонувші об’єкти.

Через антропогенний вплив та кліматичні зміни під загрозою знаходяться біотопи бентосних організмів, в тому числі і раків. Замулення водойм, скорочення площ прибережної зони призводять до зменшення кількості або зникнення природних укриттів десятиногих раків. У такому випадку доцільно впроваджувати штучні конструкції укриттів, які можна встановлювати на дно водойм в межах ареалів раків, для покращення умов їх існування, і, як наслідок – збереження чисельності їх популяцій. Штучні укриття для ракоподібних також застосовуються у аквакультурі для вирощування раків в установках замкнутого водопостачання (УЗВ), у штучних або декоративних водоймах.

На базі Науково-дослідної лабораторії гідробіології, іхтіології та радіобіології було реалізовані перші спроби створити штучні укриття для ракоподібних, з простих матеріалів, простої конструкції. На основі аналізу літературних джерел, у більшій мірі інтернет ресурсів, оптимальними укриттями були такі, що представляли собою порізані пластикові труби, однакової довжини, скріпленні за допомогою капронової нитки, та з прикріпленими до них каменями, для того, щоб вони не спливали.

При аналізі літературних джерел, було виявлено ще кілька різних конструкцій штучних укриттів для раків, які відрізняються не лише характеристиками, а й типами ніш для ракоподібних. Знайдено модель, що представляє собою багатоярусний пристрій для укриття раків з такими плитами для розміщення раків у кілька ярусів. Але така конструкція майже не забезпечує захисту за рахунок відкритого простору.

Також існує укриття ракоподібних, що виконана у вигляді конструкції з двох пластин сепараторів та комплекту труб різного діаметру з полівінілхлориду, які з'єднуються між собою за рахунок посадки з натягом, що забезпечує запобігання канібалізму серед раків та мінімізації стресу в умовах інтенсивної біотехнології відтворення та вирощування. Недоліком є нестійкість структури, а також обмежена кількість отворів у пластині-сепараторі, що ускладнює додавання додаткових елементів.

На меті було розвинути вже існуючу ідею, тому пошук зосереджувався на конструкціях, які подібні до тих, що вже почали використовувати в лабораторії. Найбільш схожою виявилась конструкція, що має вигляд скріплених між собою восьмикутних циліндрів (модулів), містить бокс для розведення та механізм затінення, розташований усередині боксу. Крім того ці бокси забезпечували і місця для вирощування раків, що більш доцільно для інтенсивної аквакультури.

Була поставлена задача розробити укриття циліндричної форми, але максимально простої будови, без електричних механізмів та від'ємних елементів, яке забезпечувало б ракоподібних безпечними місцями існування у штучних або природних водоймах під час живлення, розмноження та зимівлі.

На основі існуючих моделей, було створенне модульне укриття для десятиногих раків у вигляді скріплених між собою восьмикутних циліндрів (модулів). Укриття має наступні параметри: модулі довжиною 190–200 мм та висотою (шириною) 110–120 мм, в яких є наскрізні отвори діаметром 80–90 мм, а зовні модулі мають елементи безшовного з'єднання, спроєктовані у формі трапеціївидних, співпадаючих виступів та впадин висотою 5–10 мм та шириною 40–50 мм. Такі параметри були підібрані, виходячи з морфометричних характеристик десятиногих раків промислового запасу.

Вказані параметри укриття дозволяють ракам ефективно ховатись від хижаків та один від одного, крім того є достатньо простору як при складеному тельсоні (під час виношування ікри), так і під час процесу линьки.

Перевагою нашого укриття є те, що його модулі виготовляються як цільні частини, без додатковим від'ємних елементів для з'єднання між собою. Елементи для з'єднання спроєктовані у вигляді розташованих паралельно, трапеціївидних, співпадаючих виступів та впадин, що дозволяє під'єднувати модулі один до одного без допомоги зовнішніх кріплень (джгути, цвяхи, гвинти, тощо). Безшовне з'єднання модулів забезпечує надійність конструкції за рахунок збалансованого розподілу точок сполучення модулів. Зазначене з'єднання також позитивно впливає на стабільність конструкції, зменшуючи ризики деформації у процесі експлуатації. Конструкція укриття надає можливість модифікувати розміри та конфігурацію відповідно до умов водойми, басейну чи акваріума. У свою чергу таких використання цілісних модулів також дозволяє спростити обслуговування конструкції, її очищення (наприклад від обростань водоростей). У процесі експлуатації зручно під'єднувати на основну структуру додаткові модулі не змінюючи положення конструкції.

Крім того укриття виготовляється з матеріалів, що мають стійкість до впливу водного середовища – пластик (поліакрилат, поліамід, ABS-пластик), тому є екологічно нейтральним.

За результатами роботи була подана заявка на патент України на винахід.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Borovyk, I. I., Marenkov, O. M.(2024). Динаміка вилову річкових раків у водоймах України і обсяги збитків, заподіяних водним біоресурсам Каховського водосховища.

Bulletin of Sumy National Agrarian University. The series: Agronomy and Biology, 55(1), 101-108.

Patent of China on invention № CN112616740A. Australia freshwater lobster multilayer inhabitation hidden device, Zhong Xiaolong, Wu Changwen, A01K 61/59 (2017 .01), published 2022.12.20.

Патент України на корисну модель № 154505. Конструкція для укриття ракоподібних, Жарчинська В.С., Гриневич Н.Є., Слюсаренко А.О., Хом'як О.А.,A01K61/59, опублікований 22.11.2023, бюл. № 47/2023.

Patent of China on utility model № CN212678100U. Environment-friendly honeycomb type crayfish indoor independent breeding box, Xu Ming, Zhong Liang, Liu Sha, Wang Jincheng, Liu Rongjun, Zhao Lu, Huang Xiaoli, Yang Shiyong, A01K 63/00(2017 .01), G09F 3/00(2006 .01), published 2021.03.12.

УДК 597:591.5

Н.Б. ЄСІПОВА, В.В. ФОРОЩУК, М.М. ЄРУХ, А.В. ДОРОШЕНКО
Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара,
проспект Науки, 72, Дніпро 49045, Україна

БІОЛОГІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА МОЛОДІ РИБ ПОНИЗЗЯ Р. САМАРА (ДНІПРОПЕТРОВСЬКА ОБЛ.)

Річка Самара є лівобережною притокою Дніпра, має довжину 311 км і протікає по території Донецької, Харківської та Дніпропетровської областей (Малі річки. Довідник, 1991). Особливістю сучасного гідроекологічного стану пониззя р. Самара є висока загальна мінералізація води (4 ГДК для рибогосподарських водойм), надмірний вміст деяких важких металів (Cd – 1,5 ГДК, Ni – 2,3 ГДК, Cu – 13,4 ГДК) та евтрофікація в зоні впливу населених пунктів (Єсіпова та ін., 2023; Машкова, Шарамок, 2023). Забруднення води мінеральними речовинами має техногенне походження і пов'язано з систематичним надходженням у річку стічних шахтних вод Центрального і Західного Донбасу. Враховуючи рибогосподарське значення р. Самара, уявляє інтерес дослідження стану промислової іхтіофауни та її відтворювального потенціалу в умовах техногенно трансформованої водойми.

Формування іхтіофауни р. Самара відбувалось за рахунок реофільних видів, інтродукованих та видів-саморозселенців. Поступове збільшення мінералізації води сприяло розселенню представників солонуватоводної фауни понтокаспійського морського комплексу – тюльки чорноморсько-азовської, морської голки пухлощокої чорноморської, атерини, колючки триголкової, бичка-бабки, бичка-кругляка. Повний список риб р. Самара включає 43 види, що належать до 13 родин (Кочет, 2006).

Види риб промислового комплексу становлять близько 50 % від загальної кількості видів, але більшість з них зустрічаються в уловах поодиноко. Ядро промислової популяції складають: карась сріблястий, плітка звичайна, плоскирка звичайна, окунь річковий. Відомостей щодо стану молоді риб прибережних популяцій пониззя р. Самара в літературі не знайдено.

Метою наших досліджень було визначити видовий склад, лінійно-вагові показники, чисельність та біомасу молоді риб гирлової ділянки р. Самара. Відбір проб здійснювали у серпні 2024 р. мальковим неводом у прибережній акваторії на базі рибопромислової ділянки біля с. Новоселівка (48º57354 N, 35º23509 E). Вид риби визначали за А.Ф. Коблицькою (1981). У риб вимірювали абсолютну довжину тіла (L,

см), стандартну довжину (l, см), індивідуальну масу (m, г). За відносну чисельність (Ч) молоді приймалась кількість цьоголіток на 100 м^2 площі облову. Біомасу (Б) визначали з урахуванням чисельності та усередненої індивідуальної маси риб.

В малькових уловах виявлено 9 видів риб, серед яких 3 види належали до промислових: карась сріблястий Carassius gibelio (Ч = 40 екз./100 м^2, Б = 256 г/100 м^2), плітка звичайна *Rutilus rutilus* (Ч = 30 екз./100 м^2, Б = 106,2 г/100 м^2) та окунь річковий *Perca fluviatilis* (Ч = 13 екз./100 м^2, Б = 63,96 г/100 м^2). Серед непромислових видів – родина Бичкові була представлена 2 видами – бичок-кругляк *Neogobius melanostomus* (Ч = 8 екз./100 м^2, Б = 21,84 г/100 м^2) та бичок-бабка (пісочник) *Neogobius fluviatilis* (Ч = 3 екз./100 м^2, Б = 17,4 г/100 м^2); колючка триголкова *Gasterosteus aculeatus* (Ч = 18 екз./100 м^2, Б = 3,42 г/100 м^2), іглиця пухлощока *Syngnathus abaster* (Ч = 113 екз./100 м^2, Б = 46,33 г/100 м^2), щипавка звичайна *Cobitis taenia* (Ч = 3 екз./100 м^2, Б = 9,12 г/100 м^2) і гірчак *Rhodeus sericeus* (Ч = 3 екз./100 м^2, Б = 9,42 г/100 м^2). В популяції всі види риб, крім іглиці пухлощокої, були цьоголітками (0^+). Іглиця була представлена двома віковими групами – 0^+, 1^+.

Таким чином, загальна чисельність молоді риб гирлової ділянки р. Самара складала 231 екз./100 м^2 , загальна біомаса – 533,7 г/100м^2. При цьому за чисельністю переважали непромислові види (64 %), а за біомасою – риби промислового комплексу (80 %).

При порівнянні наших даних з чисельними параметрами молоді Самарської затоки Запорізького (Дніпровського) водосховища (Федоненко, Маренков, 2012), куди безпосередньо впадає р. Самара, чисельність молоді карася і плітки в р. Самара була менше майже в 4 рази, окуня – на 28 %. Концентрація бичкових риб в р. Самара також була нижче порівняно з Самарською затокою: бичка-пісочника – в 15 разів, бичка-кругляка – в 7 разів. Чисельність іглиці пухлощокої, навпаки, в р. Самара була в 4 разів вище порівняно з Самарською затокою і майже в 35 разів вище порівняно з середньорічними показниками чисельності у Запорізькому водосховищі (Федоненко, Маренков, 2018). Чисельність колючки триголкової і щипавки також була в декілька разів вище в гирлі р. Самара. Гірчак масово зустрічається на літоральних ділянках Запорізького (Дніпровського) водосховища (Федоненко, Маренков, 2012; Єсіпова та ін., 2023), але в уловах в р. Самара був представлений одиничними екземплярами.

Усереднені лінійно-вагові показники молоді промислових видів риб в р. Самара були наступними: у карася сріблястого – L = 6,21 см, l = 5,74 см, m = 6,40 г; у плітки – L = 7,41 см, l = 5,88 см, m = 3,54 г; в окуня річкового – L = 7,08 см, l = 5,96 см, m = 4,92 г. Порівняно з показниками молоді риб центральної частини Запорізького водосховища (Єсіпова та ін., 2023), показники росту карася сріблястого в р. Самарі були вище на 30 – 40 %, а у плітки нижче на 12 %.

Враховуючі отримані дані, можна зробити попередній висновок, що в умовах техногенно трансформованої гирлової ділянки р. Самара видова структура популяції молоді риб характеризувалась обмеженістю видів з переважанням за чисельністю непромислових риб. Серед промислових видів за чисельністю і біомасою домінував карась сріблястий.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Єсіпова Н.Б., Шарамок Т.С., Скляр Т.В., Маренков О.М., Гудим Н.Г., Форощук В.В. (2023). Гідроекологічна характеристика сучасного стану Запорізького (Дніпровського) водосховища та його притоків. *Рибогосподарська наука України*. 4 (66). 35–48.

Єсіпова Н.Б., Шмиголь Н.В., Єрух М.М., Замалін Б.Ю., Янкова С.О. (2023). Біологічні показники молоді риб літоральних ділянок Запорізького (Дніпровського) водосховища // Сучасні проблеми раціонального використання водних біоресурсів. V Міжнародна науково-практична конференція, 8-9 листопада 2023 року, Київ, Україна. С. 33–35.

Кочет В.М. (2006). Видовий склад фауни риб р. Самара на сучасному етапі існування іхтіоценозу. *Вісник Дніпропетровського університету. Біологія, екологія.* 14 (1). 90–95.

Малі річки України. Довідник. (1991). Під ред. А. В. Яцика. К.: Урожай. 42–43.

Машкова К.А., Шарамок Т.С. (2023). Сучасний стан гідрохімічних показників води річки Самари Дніпропетровської області//Сучасні проблеми раціонального використання водних біоресурсів.V Міжнародна науково-практична конференція, 8-9 листопада 2023 року, Київ, Україна. 99–102.

Федоненко О.В., Маренков О.М. (2012). Видовий склад молоді риб літоральних ділянок Запорізького водосховища станом на 2012 рік. *Питання біоіндикації та екології.* 18 (1). 173–181.

Федоненко О.В., Маренков О.М. (2018). Промислове освоєння іхтіофауни Запорізького (дніпровського) водосховища: Довідник. Дніпро: ЛІРА. 152 с.

УДК 597.2/.5

А.В. ГАМОЛІН
Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара,
проспект Науки, 72, Дніпро 49045, Україна

БІОЛОГІЧНІ ПОКАЗНИКИ ПРОМИСЛОВОЇ ПОПУЛЯЦІЇ СУДАКА ЗВИЧАЙНОГО *SANDER LUCIOPERCA* (LINNAEUS, 1758) ДНІПРОВСЬКОГО (ЗАПОРІЗЬКОГО) ВОДОСХОВИЩА

Судак є важливим об’єктом промислового та рекреаційного рибальства в Україні. Для раціонального рибогосподарського використання і поповнення запасів судака Запорізького (Дніпровського) водосховища необхідна розробка оптимального режиму його промислової експлуатації. Вилов виду повинен бути науково-обгрунтованим. Розробка даного режиму рибогосподарської експлуатації популяції судака неможлива без комплексної оцінки його запасів. Для отримання об’єктивних даних щодо стану запасів судака і прогнозування його можливого вилову необхідно проводити систематичні дослідження репродуктивних показників, чисельності виду, вікової і статевої структури популяції, визначення лінійно-вагових показників, визначати щорічне поповнення промислових популяцій за рахунок молодших генерацій.

Протягом 2016–2021 рр. улови даного виду коливались в межах від 13,0 т (показник 2016 року) до 16,05 т (2021 рік), його промислове освоєння сягало 70–76 % від встановленого ліміту. В 2022 році через фактично відсутній промисел із водосховища вилучено 459 кг судака, що становить близько 1,8% від встановленого ліміту.

Віковий ряд судака в контрольних уловах 2023 року нараховував 13 класів (3–15-річки). Ядро промислової популяції складалося з 4–9-річних особин (81,22 %). Частка риб старших вікових груп в основному представлена 11–15-річними особинами і складала 1,42 %. Крива варіаційного ряду мала пік на 5-річних особинах, потім в меншій кількості йдуть 6-річки та спостерігається поступовий спад кривизни вже з 7-річок. Восени 2021 року віковий ряд судака нараховував 12 класів (3–14-річки). Ядро промислової популяції

складалося з 4–9-річних особин (81,04 %). Частка риб старших вікових груп в основному представлена 10–14-річними особинами і складала 1,82 %. Крива варіаційного ряду так само мала пік на 5-річних особинах, з поступовим спадом кривизни вже з 7-річок.

На початку літа 2023 року середньовиважений показник промислової довжини самців судака сягнув 34,85±0,76 см, середньовиважена маса самців становила 632,4±46,18 г, біологічні показники самиць відповідно: 36,98±0,92 см та 831,92±78,15 г. Коефіцієнт вгодованості за Фультоном був на рівні 1,68±0,22 од., пониження коефіцієнту вгодованості викликано після нерестовим станом особин, які втратили вагу після нересту. Восени 2022 року середньовиважений показник промислової довжини самців судака сягав 36,28±0,56 см, середньовиважена маса самців становила 660,23±43,12 г, біологічні показники самиць відповідно: 38,08±0,92 см та 840,56±72,18 г. Коефіцієнт вгодованості за Фультоном – 2,42±0,16 од.

В Запорізькому (Дніпровському) водосховищі зберігається негативний вплив на популяцію судака з боку рибалок-любителів, які часто здобувають особин приловних розмірів. Для відтворення судака варто впроваджувати біомеліоративні заходи, а також проводити систематичне зариблення водосховища молоддю судака.

Важливим аспектом є охорона популяції судака через встановлення сезонних заборон на його вилов під час нересту та впровадження заходів з його штучного відновлення шляхом впровадження штучних нерестовищ і зариблення молоддю. Такі заходи сприяють збереженню рибних ресурсів та підтримують сталий розвиток рибної галузі в Україні.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Методика збору і обробки іхтіологічних і гідробіологічних матеріалів з метою визначення лімітів промислового вилучення риб з великих водосховищ і лиманів України / С. П.Озінковська [та ін..]. К.: ІРГ УААН, 1998. 47 с.

Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / Під ред. В. Д. Романенко. К., 2006, 628 с.

УДК 574.5

ШУГУРОВ О.О.
Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара

ХРОНОРИТМИ ХАРЧУВАННЯ РИБ *DANIO RERIO* В УМОВАХ ЛАБІРИНТУ

Живлення є закономірною умовою існування будь-яких живих систем. Одночасно, рівень харчової активності може змінюватися влітку та взимку, вдень та вночі, вранці та ввечері. Відповідно, за умов свого існування риба харчується не завжди, а майже тільки переходячи зі стану ситості до голоду. Такі переходи слід спираючись на внутрішній біологічний годинник та інстинкти [1]. Харчова поведінка також залежить від різноманітності кормової бази, поведінки та ритміки міграції зоопланктону та водних організмів у водоймі.

Практично у всіх видів риб добовий ритм годування виражений досить чітко. Періоди ритму пов'язані з біологічними особливостями харчування риби. Зовнішні рими (наприклад, сезонна міграція риб) може збивати основний ритм, або змінювати його фазу та тривалість. У наших широтах у риб виявляються такі закономірності:

– Всі види риб активно харчуються з настанням світанку і до пізнього ранку;

– Риби нічної активності продовжують харчуватися і після світанку;

– денні риби особливо голодні після нічного голодування.

Ситуація може змінюватися в різні сезони, час поїдання корму може змінюватись в залежності від специфіки водойми та смуги проживання. Перерви між годуваннями не перевищують 1 – 3 години. Протягом доби утворюється ритм харчування на кшталт «годівля – пауза». Отже, хроноритм харчової активності нагадує двох, а іноді тригорбового верблюда з майже симетричними фронтами піків. Амплітуда ритму може змінювати значення, і, як правило, значніша в першу половину дня.

Сказане означає, що аналіз харчування риб з метою промислової аквакультури слід проводити з одного боку – у різні періоди доби, з іншого – у різних умовах параметрів ритму довкілля. Наприклад, у спекотні, сонячні дні риба часто йде на глибину, на стоянки та в укриття, одночасно знижується інтенсивність взяття корму. Водночас ряд видів риб продовжують харчуватися в похмуру погоду, але менш активно відносно зорі.

Раніше дослідники навчали золоту рибку натискати на важіль, щоб отримати винагороду, причому зробити це можна було лише протягом однієї години на добу. Отже, золоті рибки виявилися здатними обробити зовнішню інформацію з урахуванням їх внутрішнього біологічного годинника та відстежувати інтервали часу [2]. На думку автора, таке знання дає рибкам серйозну еволюційну перевагу.

Є думка, що риби здатні перетворювати інформацію на тривимірну картинку, інтегруючи отриману інформацію, тоді як тварини і людина, які живуть на суші, відчувають труднощі з вертикальним виміром [3]. У природі багато риб живуть у каламутній воді, але вони застосовують спеціальні навички [4]. У такому випадку риби можуть використовувати колірні характеристики довкілля для запам'ятовування свого розташування [5].

Показано, що риби-бризкуни навчаються способів полювання, спостерігаючи за діями дорослiших особин, незважаючи на те, що у них відсутній неокортекс. Після того, як випущений струмінь збиває видобуток, бризкун оцінює, де саме має впасти його жертва, та на великій швидкості прямує туди, щоб випередити конкурентів. На таке досить складне рішення у нього може піти лише 40 мілісекунд. Крім того, з'ясувалося, що бризкуни можуть розрізняти людські обличчя (раніше вважалося, що таке здатні тільки примати) [6].

Набір поведінкових актів, що сприяють активним міграціям вивчається у різний спосіб. У риб найбільш інформативний харчодобувний інстинкт. Охорона території та притулків для сну, властива природному проживанню, майже не виражений у разі акваріумного утримання та розведення риб.

Мета нашої роботи полягала у вивченні та порівнянні швидкості вироблення умовних харчових рефлексів у риб у різні періоди їх активності.

У нашому випадку було досліджено пошукові та поведінкові ритми декоративних риб при використанні скляного акваріума – лабіринту в умовах тимчасового розвитку харчових рефлексів. Для дослідів були обрані яскраві рибки Даніо (*Danio rerio*), які проживали в зграйці по 3 екземпляри в досвіді. У процесі годування рибок випускали в лабіринт із внутрішнім розміром 24х33х10 см та об'ємом 8 літрів. Лабіринт має 7 поворотів і 4 сліпих коридору, в одному з яких (що має більшу кількість поворотів), розташовувалася годівниця з їжею.

Середнє за часом дослідження із рибами проводилося протягом двох тижнів. У досліді було залучено 9 риб, по 3 одиниць, що відрізняються за зовнішнім кольором – червоні, жовті та зелені. Це треба було для того, щоб точно фіксувати прихід риб до

годівниці (у разі використання схожих за кольором риб важко гарантувати, що прийшли інші особини, особливо для такого швидкого та активного виду, як даніо).

Досліди розвитку харчових рефлексів відрізнялися двома загальними випадками – коли риб пересаджували з акваріума 1, де вони жили, в лабіринт – акваріум 2 (варіант 1), і коли риби довго жили в самому лабіринті (варіант 2). Щоб рівень голоду в риб був приблизно однаковий, їх годування здійснювали однаковим кормом (висушені дафнії) одночасно. В обох випадках усіх риб у цьому досвіді відганяли в початкову точку, з якої вони починали рухатися за кормом.

Спостереження проводилося шляхом фіксації часових інтервалів, які були необхідні для потрапляння з точки старту до годівниці. Час відліку зупинявся, коли остання (п'ята у групі) рибка припливала до годівниці, також звертали увагу на час доби проведення досліджень.

У наших дослідах зазначено, що у разі пересадки рибок з акваріума «1» у лабіринт зі збільшенням кількості дослідів починало зменшуватися сумарний час досягнення точки годування. Якщо перші інтервали (1 – 2 дослідження) часу відповідали 175 – 160 с, то на 5 – 7 добу воно зменшилося до 85 с, на 10 – 15 добу – 44 с (приблизно – мінімальне значення). Тобто, далі часові інтервали виходили на «плато», яке визначалося (очевидно) триваліcтю мінімального шляху для переходу від точки «старту» до точки «фінішу», який становив у нашому випадку становив 77 см.

Обробка даних із використанням програмного засобу CurveExpert 1.3 показало, що зменшення часу формування правильної реакції знаходження шляху добре описується експоненційною кривою при коефіцієнті кореляції масиву даних щодо очікуваної кривої $r = 0{,}9982$:

$$y=ae^{bx} \qquad (1),$$

де x - час (на добу), коефіцієнт $a = 187{,}6$; коефіцієнт $b = -0{,}09$.

У випадку, коли риби містилися в акваріумі – лабіринті та могли постійно його обстежувати, середній час досягнення мети під час годування – зменшувалося ($r = 0{,}994$). Коефіцієнти рівняння 1 для цього випадку відповідають $a = 189$, коефіцієнт $b = -0{,}126$ і свідчать про більш ефективне навчання риб протягом аналогічних часових періодів. У нашому випадку скляні стінки лабіринту дозволяли рибкам бачити своїх родичів, які добиралися до годівлі та починали харчуватися. Очевидно, зоровий стимул міг суперечити нюховими стимулами, посилюючи чи послаблюючи процес навчання.

У процесі вироблення кормового рефлексу виявлено, що ефект залежить від ритміки активності, і в першу чергу – фотоперіодизму. Так, ранковий пошук корму виявився ефективнішим, ніж вечірній. Це знайшло своє відображення у часі досягнення корму у таких дослідах. Як правило, активність у вечірню пору була меншою, ніж у ранкову. Відповідно, пошук корму у період скорочувався загалом на 5 – 10 секунд (5 – 8 %).

Можна відзначити, що даніо – були першими рибками, яким змінили генотип (*GloFish*) і створювали для забруднень водойм. Така індикаторна здатність щодо зовнішнього впливу буде змінюватися нерівномірно протягом доби, що слід враховувати, вивчаючи її за загальною локомоторною активністю.

Наприклад, вважається, що навчання пластинчатозябрових та костистих риб ґрунтується тільки на простих умовних рефлексах, причому вироблення їх у риб така сама, як і у багатьох хребетних – від 5 до 20 схожих дій. Найбільш якісно вивчені харчові рефлекси, причому «нервові» здібності риб сильно різняться залежно від темпу біологічного ритму в годину дослідження.

Кора великих півкуль головного мозку хребетних тварин, що має основне значення для формування умовних нейрональних зв'язків, риб відсутня. Тому у риб на появу умовних рефлексів більше впливає середній та проміжний мозок. За ритмікою поведінки риб накопичено великий практичний матеріал, проте практично немає хронобіологічного обліку форм їх активності.

У наших дослідженнях було отримано висновок, що чітка відповідність умовного рефлексу із зовнішнім часом відзначається за умов досвіду у самців та самок однаковим чином. Самки цього виду риб були трохи менш рухливі, але зону годівлі впізнавали досить швидко (входили в 80% інтервал від максимуму в досвіді незалежно від біоритму).

Таким чином, досліди підтверджують, що лабораторний акваріум – «лабіринт» може створити диференціацію поведінки екземплярів риб незалежно від їхньої статі, розвинути біоритмічну поведінку активності та ритм за харчовими ланцюгами, показати загальний логічний рівень риб незалежно від фізичних розмірів їхнього головного мозку.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Brown C. Fish Cognition and Behavior, Second Edition / C. Brown, K. Laland, J. Krause // Blackwell Publishing Ltd.– 2011. ISBN: 978-1-443-3221-6.

Gee P. Temporal discrimination learning of operant feeding in goldfish (Carassius auratus) / P. Gee, D. Stephenson, D. E. Wright // J. Exp. Anal. Behav.– 1994.– V. 62, (1).– P. 1 – 13.

Sibeaux A. Distance estimation in goldfish (Carassius auratus) / A. Sibeaux, C. Karlsson, C. Newport, T. Burt de Perera // Proceedings of the Royal Society B.– 2023. doi: 10.1098/rspb.2022.1220.

Newport C. High turbidity levels alter coral reef fish movement in a foraging task / C. Newport, O. Padget, T. Burt de Perera // Scientific Reports.– 2021. doi: 10.1038/s41598-021-84814-5.

Newport C. Fish use colour to learn compound visual signals / C. Newport, N. F. Green, E. C. McClure, D. C. Osorio, et al. // Animal Behaviour.– 2017.– V.125.– P. 93–100. doi: 10.1016/j.anbehav.2017.01.003.

Newport C. Object recognition in fish: accurate discrimination across novel views of an unfamiliar object category (human faces) / C. Newport, G. Wallis, U. E. Siebeck // Animal Behaviour.– 2018. doi: 10.1016/j.anbehav.2018.09.002.

УДК 597.2/.5:597.4/.5:504

Н.Г. ГУДИМ, Т.С. ШАРАМОК
Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара,
проспект Науки, 72, м. Дніпро 49045, Україна

ІХТІОФАУНА ПРИБЕРЕЖНОЇ ЗОНИ Р. КОНОПЛЯНКИ (М. КАМ'ЯНСЬКЕ ДНІПРОПЕТРОВСЬКА ОБЛАСТЬ)

На сьогоднішній день дефіцит водних ресурсів та їх виснажливе використання призводить до найбільш гострих екологічних проблем сучасності які потребують скорішого вирішення як в раціональному використані так для здатності водойм до відновлення їх екосистем та якості води. Запорізьке (Дніпровське) водосховище є

основним джерелом питної води для населення Придніпровського регіону також зрошення, рибальства та рекреаційних цілей.

В даний час екосистема Запорізького (Дніпровського) водосховища за тривалістю і потужністю дії комплексу антропогенних чинників і, відповідно, за рівнем трансформації, посідає одне з перших місць в Україні.

Особливо це стосується його верхньої ділянки, більша частина якої розташована в межах м. Дніпра і м. Кам¢янського. Ця частина водосховища характеризується максимальним рівнем негативного впливу на іхтіоценоз. Відзначимо також вкрай високий рівень забудови прибережної зони та великі площі відторгнених чи сильно трансформованих прибережних територій. Цей процес, в значній мірі, обумовлює загальний дисбаланс іхтіоценозу, в першу чергу, порушення природного відтворення риб, а також – умов нагулу їх молоді. Постійний негативний вплив визиває надходження на акваторію широкого спектру забруднювачів з комунально-побутовими й промисловими стічними водами м. Кам'янського та м. Дніпра (Байдак, Дворецький, 2017).

Малі річки як річка Коноплянка, правобережна притока р. Дніпро, є найбільш трансформованою річкою та має значний вплив на екологічний стан Запорізького (Дніпровського) водосховища. Наявність на значній частині басейну р. Коноплянки відвалів шкідливих речовин великих промислових підприємств м. Кам¢янського, а також скидання стічних неочищених вод та ливневих стоків з дренажних колекторів промислових та господарсько-побутових вод становлять постійні джерела забруднення водного середовища. ЇЇ русло на великому інтервалі проходить через район хвостосховищ в штучному каналі та зазнає значний негативний вплив з їхнього боку в яких зберігаються відходи уранових руд з них радіонукліди ряду урану можуть розвантажуватися в річку і далі потрапляти у Запорізьке (Дніпровське) водосховище (Пилипенко, Капля, 2010; Ткаченко, 2020).

Ділянки досліджування характеризуються вкрай негативними умовами для існування представників іхтіофауни. Так поблизу хвостосховищ відмічено перевищення рибогосподарських ГДК за вмістом двоокису вуглецю, нітритів, нітратів, мінеральних солей (Ca^{2+}, Mg^{2+}, Cl^{-}, SO_4^{2-}) та загальної мінералізації на фоні низького вмісту кисню (Yesipova, Sharamok, 2023). Це обумовлено низкою факторів, в першу чергу, повною трансформацією вихідної, природної екосистеми. Ріка Коноплянка практично повністю змінила русло і місце впадіння в водосховище. Її лівобережжя на більшій частині повністю штучне і утворене відходами промислових підприємств. Річка має вигляд канави, лише подекуди є невеликі плеса, де і фіксуються представники іхтіофауни. Гирлова частина також трансформована, з'єднується з водосховищем дюкерним переходом (Байдак, Дворецький, 2017; Барановский, 2000). Представники іхтіофауни потрапляють в річку при здійсненні нерестових та нагульних міграцій, в основному це найбільш пристосовані до забруднення види (Маренков, Дворецький, 2010) (карась сріблястий, плітка, краснопірка). Безпосередньо в р. Коноплянка видів, що мають природоохоронний статус, дослідженнями не зафіксовано.

На сьогоднішній день актуальним є дослідження сучасного стану іхтіофауни р. Коноплянки у зоні впливу хвостосховищ та річки вцілому.

Відбір матеріалу проводилось наприкінці літа – початку осені 2023 року на р. Коноплянки на чотирьох точках. Точка №1 р. Коноплянка верх хвостосховища (водонасосна станція), точка №2 р. Коноплянка низ хвостосховища (дамба), №3 старе русло р. Коноплянки (між о. Гречаний і правим берегом в р-ні с Карнаухівка), точка №4. гирло (місці впадіння р. Коноплянка в Запорізьке (Дніпровське) водосховище). Лов

молоді проводили згідно загальноприйнятих методик (Арсан, Давидов, 2006; Романенко, 2001).

Всього на досліджуваних точках було заєрестровано 10 видів риб з 7 родин. З них 6 видів були у всхі точках та предсталені такими видами як: плітка звичайна (*Rutilus rutilus* Linnaeus, 1758) однолітка та дволітка, плоскирка звичайна (Blicca bjoerkna Linnaeus, 1758) однолітка, краснопірка звичайна (*Scardinius erythrophthalmus* Linnaeus, 1758) дволітка, чебачок амурський (*Pseudorasb ora parva* Temminck & Schlegel, 1846) однолітка та дволітка, верховодка звичайна (*Alburnus alburnus* Linnaeus, 1758) дволітка та гірчак європейський (*Rhodeus sericeus* Bloch, 1782) однолітка та дволітка.

Інші види риб як бичок пісочник (*Neogobius fluviatilis* Pallas, 1814) дволітка, та бичок кругляк (*Neogobius melanostomus* Pallas, 1814) дволітка, в точці №4 гирло (місці впадіння р. Коноплянка в Запорізьке (Дніпровське) водосховище). В тоці №3 старе русло р. Коноплянки (між о. Гречаний і правим берегом в р-ні с Карнаухівка) зустрічався окунь звичайний (*Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758) однолітка та іглиця пухлошока (*Syngnathus abaster* Risso, 1826) дволітка.

Найбільше біологічного різноманіття іхтіофауни р. Каноплянки мали №3 та №4 точки які більш відаленні від хвостосховищ, а точки №1 і №2 які знаходяться вздовж хвостосховищ одноковий склад іхтіофауни.

Основну чисельність складають непромислових види риб, в першу чергу – гірчак, верховодка, із промислових плітка.

Отже даний район дослідження потребує більш ретельного вивчення так як даних про іхтіофауну річки Коноплянки недостатньо вивчений для аналізу сучасного стану іхтіофауни та екосистем.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Арсан, О.М., Давидов, О.А., Дьяченко, Т.М., Евтушенко, М. Ю., Жукинський, В.М., Кирпенко, Н.І. та ін. (2006). Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод. За ред. В. Д Романенка. НАНУ: Ін-т гідробіології. К: Логос, 628 с.

Байдак Л.А, Дворецький А.І. (2017). Техногено трансформовані прісноводні екосистеми. Ретроспективний аналіз досліджень (30-ті–90-ті рр. ХХ ст.). Наукова монографія. Д.: ЛІРА, 206 с.

Барановский Б.А. (2000). Растительность руслового равнинного водохранилища. Д: Вид-во ДНУ, 172 с.

Маренков О.М. Дворецький А.І. Білоконь Г.С. (2010). Радіонуклідне забруднення промислових видів риб Дніпровського водосховища. У Наук. зап. Тернопільського нац. пед. ун-ту ім. Володимира Гнатюка. Сер. Біологія. Спец. вип.2. Гідроекологія, 43 с.

Пилипенко О.В., Капля О.І., Бєліков А.С. (2010). Аналіз стану радіаційного забруднення хвостосховищ режимної території колишнього уранового виробництва ВО «ПХЗ». Вісник ПДАБА: До 80-річчя Придніпровської державної академії будівництва та архітектури, (8), 36–41 с.

Романенко В.Д. (2001). Основи гідроекології. Київ: Обереги, 728 с.

Ткаченко Ю. (2020). Придніпровський хімічний завод – уранова спадщина України: оглядова доповідь про історію діяльності та сучасний стан колишнього виробничого об’єднання «Придніпроавсьий хімічний завод». Bellona Foundation, Oslo, Norway, 132 с.

Yesipova N., Sharamok T., Sklyar T., Marenkov O., Gudym N., Foroshchuk V. (2023). The hydroecological characteristics of current state of the Zaporizhzhia (Dnipro) reservoir and its tributaries. Ribogospodars′ka nauka Ukraïni. Vol. 4, № 66. P. 35–48 с

УДК 597.2/.5
М.О. ШМАГАЙЛО
Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара,
проспект Науки, 72, Дніпро 49045, Україна

БІОЛОГІЧНІ ПОКАЗНИКИ ПРОМИСЛОВОЇ ПОПУЛЯЦІЇ КАРАСЯ СРІБЛЯСТОГО *CARASSIUS GIBELIO* (BLOCH, 1782) ДНІПРОВСЬКОГО (ЗАПОРІЗЬКОГО) ВОДОСХОВИЩА

В 2022 та влітку 2023 рр. на Дніпровському (Запорізькому) водосховищі аналіз іхтіологічного матеріалу щодо біології промислових видів риб проводили під час проведення науково-дослідних виловів водних біоресурсів в рамках квоти користувачів водних біоресурсів (ПП «Форощук В.В., ПП «РІНа», ТОВ «Борисфен – 2010», ПП «Вікторія І.П.»). Дослідження проводили у відповідності до чинних методик [1, 2]. В основу аналізу лягли літні дані 2022 та 2023 років та моніторингові показники за останні 10 років іхтіологічних досліджень. Через бойові дії на території України провести дослідження нерестових популяцій риб у весняний період 2022 і 2023 років не було можливості.

Аналіз уловів показав, що видовий та чисельний склад іхтіофауни представлений характерними для Дніпровського (Запорізького) водосховища видами риб. Заборона на масовий промисловий вилов риби у водосховищі 2022-2023 рр. знижує промислове навантаження на популяції риб, що призводить до поступового накопичення біомаси риб, яка може бути використана для промислових цілей.

Рибопродуктивність Дніпровського (Запорізького) водосховища в 2021 році становила 26,3 кг/га. В 2022 році через обмеження промислового вилову 3,42 кг/га, що майже в 8 разів менше 2021 року і пов’язане з фрагментарним веденням промислового вилову риб.

За статистичними даними Державного агентства рибного господарства в Дніпропетровській області 2022 році в Дніпровському (Запорізькому) водосховищі вилучено 140,504 т риби майже у 8 разів менше, ніж у 2021 році. В 2021 році в Дніпровському (Запорізькому) водосховищі вилучено 1078,25 т водних біоресурсів, що на 8% нижче, ніж показник 2020 року. Домінуючим видом серед промислових видів в 2022 році був карась сріблястий, улови якого становили 80,5 % від загальних уловів у водосховищі. Наступними в уловах були рослиноїдні види риб – 5,4 %, плітка – 3,3 %, лящ – 2,3 %, плоскирка – 2,0 %, лящ – 2,3 %.

Найчисельніший промисловий вид водосховища. У 2022 році промисловий вилов карася сягнув 113,168 т, що становило 80,5% всіх промислових уловів, подібний показник також є наслідком заборони промислу у водосховищі. У 2021 році вилов сягнув 566,77 т. У 2020 році вилов карася сягнув максимальних значень – 642,29 т, що становить 55,06% від загальних уловів по водосховищу. За останні 20 років промисловий вилов карася зріс майже у 30 разів. Оскільки карась – це популярний об’єкт аматорського та спортивного рибальства, це дає підстави вважати, що фактичні обсяги вилучення карася з водосховища значно вищі.

Показники промислової довжини чотирирічних особин карася сріблястого з нижньої ділянки Запорізького (Дніпровського) водосховища трималися на рівні 24,32 ± 5,89 см у самок та 27,87 ± 7,66 см у самців, у Самарській затоці даний показник склав 20,23 ± 16,08 та 20,09 ± 6,80 см відповідно.

Показник середньої маси карася сріблястого у нижній ділянці водосховища складав 441,76 ± 2,60 г у самок та 346,25 ± 2,73 г у самців. У риб із Самарської затоки цей показник в середньому складав 290,93 ± 7,73 г у самок та 150,88 ± 1,46 г у самців. Встановлено, що у карася з Самарської затоки коефіцієнти вгодованості були меншими, ніж у риб з нижньої ділянки водосховища. Коефіцієнт вгодованості за Фультаном у самок карася з Самарської затоки був нижчим на 17,6 % порівняно з самками з нижньої ділянки водосховища. У самців дані коефіцієнти суттєво не відрізнялись. Коефіцієнт вгодованості за Кларк у самок карася з Самарської затоки був нижчим на 25,0 %, у самців також спостерігалась тенденція до зниження на 8,8 %.

Виявлено, що карась сріблястий з Самарської затоки значно відстає за розмірно-ваговими показниками від карася сріблястого, вилученого з нижньої ділянки водосховища Через значну чисельність та біомасу, а також під впливом антропогенних чинників Самарської затоки особини даного виду характеризуються тугорослістю, порівняно з іншими ділянками водосховища, що потребує розробки спеціальних заходів щодо його промислового освоєння, а саме застосування дрібновічкових ставних сіток у місцях його масової локалізації.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Методика збору і обробки іхтіологічних і гідробіологічних матеріалів з метою визначення лімітів промислового вилучення риб з великих водосховищ і лиманів України / С. П.Озінковська [та ін..]. К.: ІРГ УААН, 1998. 47 с.

Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / Під ред. В. Д. Романенко. К., 2006, 628 с.

УДК 597:591.5

Б.Ю. ЗАМАЛІН, Н.Б. ЄСІПОВА
Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара,
проспект Науки, 72, Дніпро 49045, Україна

ЛІНІЙНО-ВАГОВІ ПОКАЗНИКИ АМУРСЬКОГО ЧЕБАЧКА *PSEUDORASBORA PARVA* ЗАПОРІЗЬКОГО (ДНІПРОВСЬКОГО) ВОДОСХОВИЩА ТА ЙОГО ПРИТОКИ – РІЧКИ КОНОПЛЯНКА

Проблема інвазії чужерідних видів у водойми є однією з глобальних гідроекологічних проблем в усьому світі. Потрапивши за межі свого природного ареалу, деякі з них швидко адаптуються і стають серйозними конкурентами в живленні аборигенних видів. Особливо жорстка харчова конкуренція відбувається на ранніх етапах розвитку, коли молодь усіх видів риб має однаковий раціон і концентрується на відносно обмежених за площею мілководних ділянках.

В Україні основна частка (більше 50 %) риб-емігрантів, що проникли у водойми дніпровського басейну, мають понто-каспійське походження, інші – азійське і європейське походження. За останні 60 років відносна кількість чужерідних видів риб у малькових обловах на Дніпровському водосховищі зросла з 3 до 32 % (Новіцький, 2021). Деякі з них, наприклад, карась сріблястий *Carassius gibelio*, впевнено відтіснив у загальному промислі цінних риб (ляща, сазана) і став домінуючим промисловим видом у Запорізькому (Дніпровському) водосховищі (Маренков та ін., 2022).

Серед непромислових чужерідних видів потенційну загрозу як харчовий конкурент для молоді інших видів риб становить амурський чебачок *Pseudorasbora*

parva. Чебачок потрапив у дніпровські водосховища випадково під час акліматизації рослиноїдних риб Далекосхідного регіону, яка відбувалась у 60-х роках минулого століття. Він швидко адаптувався і розповсюдився. Зараз у водоймах України, крім басейну Дніпра, нараховують ще 75 локацій цього виду (Куцоконь, 2023). У Запорізькому (Дніпровському) водосховищі частка амурського чебачка серед інших чужерідних видів складає 27 % (Новіцький, 2021). Його чисельність коливається на різних ділянках водосховища від 5 до 18 екз./100 м^2 і в багаторічному аспекті є відносно стабільною (Замалін, Єсіпова, 2023).

Враховуючи широку розповсюдженність і швидку адаптацію амурського чебачка до різних екологічних умов, уявляє інтерес дослідити стан його популяції в умовах техногенно зміненої водойми. Такою водоймою в Дніпропетровській області є права притока Запорізького (Дніпровського) водосховища річка Коноплянка. Це невелика річка довжиною 8 км і середньою глибиною 0,8 м. Вздовж її берегової лінії розташоване хвотосховище «Дніпровське», яке містить біля 12 млн. тонн відходів уранового виробництва. Радіаційний моніторинг поверхневих вод р. Коноплянка свідчить про відповідність якості води санітарним і рибогосподарським ГДК (Лаврова, 2023). Але потенційним джерелом забруднення радіонуклідами річки є підземні води (Ткаченко та ін., 2020). Крім того, в річку потрапляють стічні господарсько-побутові води м. Кам'янське.

Метою нашої роботи було дослідити і зробити порівняльний аналіз лінійно-вагових показників популяцій амурського чебачка, які мешкають у Запорізькому (Дніпровському) водосховищі та його притоки – річки Коноплянка.

Лов риб проводився підйомною мальковою сіткою (1 х 1 м) в літній період (кінець серпня). У риб вимірювали абсолютну довжину тіла (L), стандартну довжину (l), індивідуальну масу, розраховували індекс вгодованості за Фультоном. Місцем відлову риб у Запорізькому (Дніпровському) водосховищі була прибережна ділянка біля о. Монастирський (центральна частина водосховища); у р. Коноплянка – пригирлова ділянка. Всього було відловлено і досліджено у водосховищі 42 екз. риб, у р. Коноплянка – 31 екз. риб.

Результати морфометричного аналізу були наступними. У амурських чебачків, що мешкали у водосховищі, середня індивідуальна маса складала 4,86±0,42 г (від 1,46 г до 13,2 г); середня абсолютна довжина – 5,22±0,11 см (від 3,0 см до 6,8 см); середня стандартна довжина – 3,97±0,08 см (від 2,5 см до 5,6 см); коефіцієнт вгодованості – 7,77±0,24.

У чебачків з р. Коноплянка середня індивідуальна маса складала 4,12±0,13 г (від 1,0 г до 9,4 г); середня абсолютна довжина – 7,21±0,08 см (від 5,0 см до 9,6 см); середня стандартна довжина – 5,85±0,06 см (від 4,0 см до 7,9 см); коефіцієнт вгодованості – 2,06±0,11.

Порівняльний аналіз показників риб двох популяцій показав, що середня маса чебачків у водосховищі була вище на 15 %, але різниця не була вірогідною ($p>0,05$). Лінійні показники, навпаки, були вірогідно вище у чебачків з р. Коноплянка. Різниця в показниках абсолютної довжини становила 27 %, стандартної довжини – 32 %. Коефіцієнт вгодованості у чебачків Запорізького водосховища був майже в 4 рази вище.

Однією з причин низької вгодованості чебачків у р. Коноплянка може бути пригнічення розвитку зоопланктону наприкінці літа у зв'язку з масовим розвитком синьозелених водоростей. Явище «цвітіння» води спостерігалось саме в нижній пригирловій частині річки. Але для обгрунтованої відповіді на це питання необхідно

провести комплексні фізіолого-токсикологічні дослідження риби і дослідити розвиток природної кормової бази.

ЛІТЕРАТУРА

Новіцький Р.О. Інвазії чужерідних видів риб у Дніпровські водосховища. Дн.: ЛІРА, 2021. 280 с.

Маренков О.М., Єсіпова Н.Б., Шмагайло М.О. Наукове обґрунтування рибогосподарської діяльності в Запорізькому (Дніпровському) водосховищі. Екологічні науки. 2022. №4 (43). С. 113-120.

Куцоконь Ю.К. Знахідки інвазивних чужорідних видів риб в Україні (2001 – 2020). / Знахідки чужорідних видів рослин та тварин в Україні. Серія: «Conservation Biology in Ukraine». Вип. 29. Чернівці: Друк Арт, 2023. С. 240-250.

Замалін Б.Ю., Єсіпова Н.Б. Морфологічні особливості амурського чебачка *Pseudorasbora parva* Запорізького (Дніпровського) водосховища. // Proceedings of III International Scientific and Practical Conference «Modern problems of science, education and society» Kyiv, Ukraine (22-24 May 2023). P. 67-71.

Лаврова Т.В. Радіоекологічний моніторинг майданчиків спадщини уранового виробництва. / дис. … канд. біол. наук: 03-00-01 – радіобіологія. К., 2023. 236 с.

Ткаченко К.Ю., Скальський О.С., Бугай Д.О., Лаврова Т.В., Процак В.П., Кубко Ю.І., Авіла Р., Зоноз Б.Ю. Моніторинг техногенного забруднення підземних і поверхневих вод у зоні впливу уранових хвостосховищ Придніпровського хімічного заводу (м. Кам’янське) // Геологічний журнал. 2020. No 3 (372). С. 17—35.

ISBN 978-617-8519-33-9

Підписано до друку 23.12.2024.
Формат 60x84/16. Ум. друк. арк. 16,74.
Друк цифровий. Папір офсетний.
Наклад 100 пр. Замовлення № 241.

ЛІРА
ВИДАВНИЦТВО
ДРУКАРНЯ
— ДНІПРО —

Видавництво та друкарня ПП «ЛІРА ЛТД»
49107, м. Дніпро, вул. Наукова, 5
Свідоцтво про внесення суб'єкта видавничої справи до Державного реєстру видавців, виготовлювачів та розповсюджувачів видавничої продукції ДК № 6042 від 26.02.2018.

dnipro.lira@gmail.com | +38 (067) 561-57-05 | lira.dp.ua