

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ЖИТОМИРСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ УНІВЕРСИТЕТ ІМЕНІ ІВАНА ФРАНКА
ТЕРНОПІЛЬСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ ПЕДАГОГІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
ІМЕНІ ВОЛОДИМИРА ГНАТЮКА
ІНСТИТУТ ЗООЛОГІХ ІМЕНІ І. І. ШМАЛЬГАУЗЕНА НАН УКРАЇНИ
ІНСТИТУТ ГІДРОБІОЛОГІЇ НАН УКРАЇНИ
ДЕРЖАВНА УСТАНОВА «ІНСТИТУТ МОРСЬКОЇ БІОЛОГІЇ» НАН УКРАЇНИ
ДЕРЖАВНИЙ ПРИРОДОЗНАВЧИЙ МУЗЕЙ НАН УКРАЇНИ
ПОМОРСЬКА АКАДЕМІЯ В СЛУПСЬКУ (СЛУПСЬК, ПОЛЬЩА)
САМАРКАНДСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ УНІВЕРСИТЕТ (САМАРКАНД,
РЕСПУБЛІКА УЗБЕКИСТАН)
ЦЕНТР ДОСЛІДЖЕННЯ ПРИРОДИ ІНСТИТУТУ ЕКОЛОГІЇ (ВІЛЬНЮС, ЛИТВА)

**МОЛЮСКИ: РЕЗУЛЬТАТИ, ПРОБЛЕМИ І ПЕРСПЕКТИВИ
ДОСЛІДЖЕНЬ**

ЗБІРНИК НАУКОВИХ ПРАЦЬ

*За матеріалами
VII Міжнародної науково-практичної конференції
від 2-3 травня 2024 р.*

Житомир – 2024

УДК 574:594

М 76

*Рекомендовано до друку вченою радою
Житомирського державного університету імені Івана Франка
(протокол № 7 від 26 квітня 2024 року)*

Рецензенти:

Гураль Роман – кандидат біологічних наук, старший науковий співробітник Державного природознавчого музею Національної академії наук України.

Першко Ірина – кандидат біологічних наук, доцент, викладач вищої кваліфікаційної категорії Житомирського базового фармацевтичного фахового коледжу Житомирської обласної ради.

Шевчук Лариса – доктор біологічних наук, професор кафедри наук про Землю державного університету «Житомирська політехніка».

Молюски: результати, проблеми та перспективи досліджень : збірник наукових праць VII міжнародної науково-практичної конференції, 2-3 травня 2024 р., Житомир : Видавець ПП «Євро-Волинь», 2024. 92 с.

У збірнику представлено результати теоретичних і прикладних досліджень з малакології. Розкрито питання фауни, систематики та поширення сучасних і викопних молюсків; проблеми охорони та відновлення популяцій молюсків; екологічна і паразитологічні аспекти їх вивчення; питання малакотоксикології, прикладної малакології та конхікультури; гідроекологічні дослідження водойм як середовища існування молюсків. Видання буде корисним здобувачам вищої освіти, викладачам, науковцям, натуралістам-аматорам.

Матеріали друкуються в авторській редакції. За достовірність фактів, власних імен та інші відомості відповідають автори публікацій.

Думка редакції може не збігатися з думкою авторів.

Адреса редколегії:

10008, м. Житомир, вул. Університетська, 42,
кафедра зоології, біологічного моніторингу та охорони природи
Житомирського державного університету імені Івана Франка.

ОРГАНІЗАЦІЙНИЙ КОМІТЕТ

Голова оргкомітету

Стадниченко Агнеса – професор кафедри зоології, біологічного моніторингу та охорони природи ЖДУ імені Івана Франка, доктор біологічних наук, професор (Житомир, Україна);

Члени оргкомітету

Аністратенко Віталій – завідувач відділу фауни і систематики безхребетних Інституту зоології ім. І. І. Шмальгаузена НАН України, доктор біологічних наук, професор (Київ, Україна);

Астахова Лариса – доцент кафедри ботаніки, біоресурсів та збереження біорізноманіття ЖДУ імені Івана Франка, кандидат біологічних наук, доцент (Житомир, Україна);

Афанасьєв Сергій – директор Інституту гідробіології НАН України, доктор біологічних наук, професор (Київ, Україна);

Боймуродов Хуснідін – професор Самаркандського інституту ветеринарної медицини, доктор біологічних наук, професор (Самарканд, Республіка Узбекистан);

Боцян Тетяна – проректор з наукової і міжнародної роботи ЖДУ імені Івана Франка, кандидат економічних наук, доцент (Житомир, Україна);

Василенко Ольга – доцент кафедри екології та географії ЖДУ імені Івана Франка, кандидат біологічних наук, доцент (Житомир, Україна);

Вискушенко Дмитро – доцент кафедри зоології, біологічного моніторингу та охорони природи ЖДУ імені Івана Франка, кандидат біологічних наук, доцент (Житомир, Україна);

Гарбар Діана – доцент кафедри зоології, біологічного моніторингу та охорони природи ЖДУ імені Івана Франка, кандидат біологічних наук, доцент (Житомир, Україна);

Гарбар Олександр – професор, завідувач кафедри екології та географії ЖДУ імені Івана Франка, доктор біологічних наук, професор (Житомир, Україна);

Гарлінська Алла – доцент, завідувач кафедри медико-біологічних дисциплін ЖДУ імені Івана Франка, кандидат біологічних наук, доцент (Житомир, Україна);

Грубінко Василь – завідувач кафедри загальної біології та методики навчання природничих дисциплін Тернопільського національного університету імені Володимира Гнатюка, доктор біологічних наук, професор (Тернопіль, Україна);

Гураль-Сверлова Ніна – старший науковий співробітник, завідувач лабораторії малакології Державного природознавчого музею НАН України, кандидат біологічних наук (Львів, Україна);

Іконнікова Юлія – асистент кафедри ботаніки, біоресурсів та збереження біорізноманіття ЖДУ імені Івана Франка (Житомир, Україна);

Киричук Галина – ректор ЖДУ імені Івана Франка, професор кафедри ботаніки, біоресурсів та збереження біорізноманіття ЖДУ імені Івана Франка, доктор біологічних наук, професор (Житомир, Україна);

Константиненко Людмила – завідувач кафедри ботаніки, біоресурсів та збереження біорізноманіття ЖДУ імені Івана Франка, кандидат біологічних наук, доцент (Житомир, Україна);

Корнійчук Наталія – проректор з навчальної роботи ЖДУ імені Івана Франка, кандидат біологічних наук, доцент (Житомир, Україна);

Крот Юрій – в. о. завідувача відділом екологічної фізіології гідробіонтів та біотехнології Інституту гідробіології НАН України, провідний науковий співробітник, кандидат біологічних наук, старший науковий співробітник (Київ, Україна);

Максименко Юлія – доцент кафедри зоології, біологічного моніторингу та охорони природи ЖДУ імені Івана Франка, кандидат біологічних наук, доцент (Житомир, Україна);

Межжерін Сергій – завідувач відділу еволюційно-генетичних основ систематики Інституту зоології ім. І. І. Шмальгаузена НАН України, доктор біологічних наук, професор (Київ, Україна);

Музика Лідія – доцент кафедри ботаніки, біоресурсів та збереження біорізноманіття ЖДУ імені Івана Франка, кандидат біологічних наук, доцент (Житомир, Україна);

Овчаренко Микола – старший науковий співробітник, професор Інституту біології та охорони середовища Поморської академії, хабілітований доктор біологічних наук (Слупськ, Республіка Польща);

Павлюченко Олеся – завідувач кафедри зоології, біологічного моніторингу та охорони природи ЖДУ імені Івана Франка, кандидат біологічних наук, доцент (Житомир, Україна);

Романюк Руслана – декан природничого факультету ЖДУ імені Івана Франка, кандидат біологічних наук, доктор педагогічних наук, професор (Житомир, Україна);

Сон Михайло – старший науковий співробітник відділу якості водного середовища Інституту морської біології НАН України, доктор біологічних наук (Одеса, Україна);

Стунженас Вірмантас – науковий співробітник Центру дослідження природи Інституту екології, доктор філософії (біологія і екологія) (Вільнюс, Литовська Республіка);

Харченко Віталій – директор Інституту зоології ім. І. І. Шмальгаузена НАН України, доктор біологічних наук, старший науковий співробітник (Київ, Україна);

Шевчук Світлана – доцент кафедри зоології, біологічного моніторингу та охорони природи ЖДУ імені Івана Франка, кандидат біологічних наук, доцент (Житомир, Україна);

Шевчук Тетяна – доцент (б.в.з.) кафедри медико-біологічних дисциплін ЖДУ імені Івана Франка, кандидат біологічних наук (Житомир, Україна);

Шелюк Юлія – професор кафедри ботаніки, біоресурсів та збереження біорізноманіття ЖДУ імені Івана Франка, доктор біологічних наук, професор (Житомир, Україна);

Юришинець Володимир – заступник директора Інституту гідробіології НАН України з наукової роботи, доктор біологічних наук (Київ, Україна);
Загородня Анастасія – лаборант кафедри зоології, біологічного моніторингу та охорони природи ЖДУ імені Івана Франка (секретар конференції) (Житомир, Україна).

Редактори наукового збірника

Василенко Ольга – доцент кафедри екології та географії ЖДУ імені Івана Франка, кандидат біологічних наук, доцент (Житомир, Україна);

Гарбар Олександр – професор, завідувач кафедри екології та географії ЖДУ імені Івана Франка, доктор біологічних наук, професор (Житомир, Україна);

Загородня Анастасія – лаборант кафедри зоології, біологічного моніторингу та охорони природи ЖДУ імені Івана Франка (Житомир, Україна);

Іконнікова Юлія – асистент кафедри ботаніки, біоресурсів та збереження біорізноманіття ЖДУ імені Івана Франка (Житомир, Україна);

Киричук Галина – ректор ЖДУ імені Івана Франка, професор кафедри ботаніки, біоресурсів та збереження біорізноманіття ЖДУ імені Івана Франка, доктор біологічних наук, професор (Житомир, Україна);

Максименко Юлія – доцент кафедри зоології, біологічного моніторингу та охорони природи ЖДУ імені Івана Франка, кандидат біологічних наук, доцент (Житомир, Україна);

Музика Лідія – доцент кафедри ботаніки, біоресурсів та збереження біорізноманіття ЖДУ імені Івана Франка, кандидат біологічних наук, доцент (Житомир, Україна);

Павлюченко Олеся – завідувач кафедри зоології, біологічного моніторингу та охорони природи ЖДУ імені Івана Франка, кандидат біологічних наук, доцент (Житомир, Україна);

Романюк Руслана – декан природничого факультету ЖДУ імені Івана Франка, кандидат біологічних наук, доктор педагогічних наук, професор (Житомир, Україна);

Стадниченко Агнеса – професор кафедри зоології, біологічного моніторингу та охорони природи ЖДУ імені Івана Франка, доктор біологічних наук, професор (Житомир, Україна).

ЗМІСТ

СЕКЦІЯ 1. ГІДРОЕКОЛОГІЧНІ ДОСЛІДЖЕННЯ ВОДОЙМ ЯК СЕРЕДОВИЩА ІСНУВАННЯ МОЛЮСКІВ

Ю. І. Богатова, Л. Ю. Секундяк, О. В. Кірсанова	9
СУЧАСНИЙ ГІДРОХІМІЧНИЙ СТАН ТИЛІГУНСЬКОГО ЛИМАНУ (ПІВНІЧНО-ЗАХІДНЕ ПРИЧОРНОМОР'Я)	
О. К. Виноградов, Ю. І. Богатова, І.О. Синьогуб	11
АБІОТИЧНІ ОСОБЛИВОСТІ ЕКОСИСТЕМ МИСІВ ПІВНІЧНО- ЗАХІДНОЇ ЧАСТИНИ ЧОРНОГО МОРЯ	
А. П. Крумен, Ю. В. Максименко	14
ОСОБЛИВОСТІ МАЛАКОФАУНИ ВОДОЙМ БАСЕЙНУ Р. ЛІСНА (ЖИТОМИРСЬКА ОБЛ.)	
С. М. Матюшко	17
ВИКОРИСТАННЯ БІОМАРКЕРІВ ОКСИДАЦІЙНОГО СТРЕСУ НА ОРГАНІЗМИ МОЛЮСКІВ ТА РИБ ДЛЯ ВИЗНАЧЕННЯ СТАНУ	
О. Б. Мехед	19
ВПЛИВ МІКОТОКСИНУ Т2 НА ДЕЯКІ БІОХІМІЧНІ ПОКАЗНИКИ ГІДРОБІОНТІВ	
Р. В. Мігас	21
ЛИЧИНКИ МОЛЮСКІВ ЯК КОМПОНЕНТ МЕЗОЗООПЛАНКТОНА ПРИБЕРЕЖНИХ АКВАТОРІЙ ОДЕСЬКОЇ ЗАТОКИ	
Л. В. Полотнянко	25
НАКОПИЧЕННЯ МІКОТОКСИНІВ В ОРГАНІЗМАХ ГІДРОБІОНТІВ ЯК НАСЛІДОК ЗАБРУДНЕННЯ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА	

СЕКЦІЯ 2. ФАУНА, СИСТЕМАТИКА ТА ПОШИРЕННЯ СУЧАСНИХ І ВИКОПНИХ МОЛЮСКІВ

О. О. Байдашніков	27
ГОЛОВНІ ЕКОМОРФОЛОГІЧНІ НАПРЯМКИ В СПІВМІШКАННЯХ НАЗЕМНИХ МОЛЮСКІВ УКРАЇНИ	
І. О. Балашов	30
ПОХОДЖЕННЯ НАЗЕМНОЇ МАЛАКОФАУНИ СХІДНОЄВРОПЕЙСЬКОЇ РІВНИНИ	
Н. В. Гураль-Сверлова, Р. І. Гураль	33
НАЗЕМНІ МОЛЮСКИ, АРЕАЛИ ЯКИХ В УКРАЇНІ РОЗШИРИЛИСЯ НА ПІВНІЧ ЗА РАХУНОК АНТРОПОХОРІЇ	

СЕКЦІЯ 3. ОХОРОНА ТА ВІДНОВЛЕННЯ ПОПУЛЯЦІЙ МОЛЮСКІВ

С. В. Стадніченко	37
ВИКОРИСТАННЯ ПОПУЛЯЦІЙНИХ ПОКАЗНИКІВ МІДІЙ В ЦІЛЬОВОМУ ПРИЗНАЧЕННІ ЕКОПОЗИТИВНИХ КОНСТРУКЦІЙ ПРИБЕРЕЖНИХ АКВАТОРІЙ	

М. О. Сон, І. В. Шевченко, Г. М. Моргун, Р. В. Мігас	39
РИЗИКИ ЗНИКНЕННЯ ПОНТО-КАСПІЙСЬКИХ МОЛЮСКІВ В ЗОНІ ВПЛИВУ КАХОВСЬКОЇ КАТАСТРОФИ	
Л. М. Шевчук, Л. В. Билина, Л. А. Васільєва, Т. Зайонц, К. Зайонц	41
МОНІТОРИНГ ПРІСНОВОДНИХ ДВОСТУЛКОВИХ МОЛЮСКІВ: ВИКЛИКИ ТА НЕОБХІДНІСТЬ УНІФІКАЦІЇ ПІДХОДІВ ПРИ ПРОВЕДЕННІ ДОСЛІДЖЕНЬ У ЄВРОПІ, У ТОМУ ЧИСЛІ В УКРАЇНІ (СТРАТЕГІЯ 2024-2028 РОКИ)	

СЕКЦІЯ 4. МАЛАКОТОКСИКОЛОГІЯ

О. М. Василенко, О. В. Родіонова	45
ВПЛИВ ІОНІВ ХРОМУ (III) НА ШВИДКІСТЬ ДОБОВОЇ АСИМІЛЯЦІЇ КОРМУ СТАВКОВИКІВ	
О. В. Кошелєв	47
ПОРІВНЯЛЬНА ЧУТЛИВІСТЬ <i>PHYSA ACUTA</i> ДО ГОСТРОЇ ТОКСИЧНОЇ ДІЇ СОЛЕЙ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ ПРИ РІЗНІЙ МІНЕРАЛІЗАЦІЇ ВОДИ	
Л. В. Музика, Г. Є. Киричук	49
ОСОБЛИВОСТІ ДІЇ НИЗЬКИХ КОНЦЕНТРАЦІЙ ІОНІВ ХРОМУ (VI) НА ВМІСТ β -КАРОТИНУ В ОРГАНІЗМІ <i>LYMNAEA STAGNALIS</i>	
А. П. Стадниченко, Ю. В. Іконнікова	51
ТОКСИЧНІСТЬ ІОНІВ Ni^{2+} ДЛЯ М'ЯКУНІВ ДВОХ РОЗМІРНИХ ГРУП – ГЕНЕТИЧНИХ АЛОВИДІВ-ВІКАРІАНТІВ <i>PLANORBARIUS</i> (SUPERSPECIES) <i>CORNEUS</i> S. L. (MOLLUSCA, GASTROPODA, PULMONATA, PLANORBIDAЕ) ГІДРОМЕРЕЖІ УКРАЇНИ	

СЕКЦІЯ 5. ЕКОЛОГІЧНІ АСПЕКТИ ВИВЧЕННЯ МОЛЮСКІВ

О. Ю. Варігін	54
ДВОСТУЛКОВІ МОЛЮСКИ – КЛЮЧОВИЙ КОМПОНЕНТ МАКРОЗООБЕНТОСУ ТИЛГУЛЬСЬКОГО ЛИМАНУ (ПІВНІЧНЕ ПРИЧОРНОМОР'Я)	
Л. В. Воробйова	56
ЕКОЛОГІЧНІ ЧИННИКИ У ФОРМУВАННІ ЧИСЕЛЬНОСТІ МОЛЮСКІВ МЕЙОБЕНТОСУ ПІВНІЧНО-ЗАХІДНОЇ ЧАСТИНИ ЧОРНОГО МОРЯ	
Р. Є. Любчиков	59
ОЦІНКА ВПЛИВУ РІЗНИХ ТИПІВ ЗАБРУДНЕНЬ НА ОРГАНІЗМИ МОЛЮСКІВ	
І. О. Морозовська	61
ДИНАМІКА ПОПУЛЯЦІЇ ДРЕЙСЕНИ БУЗЬКОЇ (<i>DREISSENA</i> <i>BUGENSIS</i> ANDR.) НА ГІДРОСПОРУДАХ У ВОДОЙМІ- ОХОЛОДЖУВАЧІ	

Р. К. Романюк, І. С. Агарков, А. Д. Мельникова	63
ОЦІНКА СТАНУ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ ЖИТОМИРА ТА ОКОЛИЦЬ ЗА ДОПОМОГОЮ ПРІСНОВОДНИХ МОЛЮСКІВ	
А. А. Силаєва, О. О. Протасов, І. О. Морозовська	67
СУЧАСНИЙ СТАН КОНГРЕГАЦІЇ UNIONIDAE У МАЛІЙ РІЧЦІ	
І. В. Хом'як, О. В. Гарбар, Д. А. Гарбар	69
ЦЕНОТИЧНА ПРИУРОЧЕНІСТЬ <i>SEPAEA VINDOBONENSIS</i> (FÉRUSSAC, 1821) НА ТЕРИТОРІЇ КАР'ЄРІВ В ЦЕНТРАЛЬНОМУ ПОЛІССІ	
А. Protasov, I. Morozovska	72
DYNAMICS OF TOTAL BIOMASS (STOCKS) OF DREISSENIDS AT THE DAM AND CHANNEL OF THE POWER PLANT COOLING RESERVOIR	

СЕКЦІЯ 6. ПАРАЗИТОЛОГІЧНІ АСПЕКТИ МАЛАКОЛОГІЇ

О. П. Житова	74
ПРО ЗНАЧЕННЯ РІЗНИХ ВИДІВ МОЛЮСКІВ-ХАЗЯЇВ У ПІДТРИМАННІ ЦИРКУЛЯЦІЇ ПОЛІГОСТАЛЬНИХ ВИДІВ ТРЕМАТОД (ECHINOSTOMATIDAE LOOSS, 1899) У ВОДОЙМАХ УКРАЇНСЬКОГО ПОЛІССЯ	
О. В. Павлюченко	76
ПАРАЗИТИ ПЕРЛІВНИЦЕВИХ (MOLLUSCA: BIVALVIA: UNIONIDAE) ЦЕНТРАЛЬНОГО ПОЛІССЯ	
О. В. Романенко, О. М. Гурняк	78
АНАЛІЗ РОЛІ ПРІСНОВОДНИХ МОЛЮСКІВ У РОЗВИТКУ ЗБУДНИКІВ ТРЕМАТОДОЗІВ ЛЮДИНИ	
В. І. Юришинець	81
ОСОБЛИВОСТІ СТРУКТУРИ СИМБІОТИЧНИХ УГРУПОВАНЬ МОЛЮСКІВ <i>DREISSENA POLYMORPHA</i> ТА <i>D. BUGENSIS</i> ЗА СПІЛЬНОГО ІСНУВАННЯ	

СЕКЦІЯ 7. ПРИКЛАДНА МАЛАКОЛОГІЯ ТА КОНХІКУЛЬТУРА

Д. А. Вискушенко	83
ХИЖИЙ АКВАРІУМНИЙ МОЛЮСК ANENTOME HELENA	
В. М. Овдіюк	85
ОСОБЛИВОСТІ ГЕЛІЦЕКУЛЬТУРИ В СВІТІ ТА УКРАЇНІ	
О. М. Овдіюк	88
ПОТЕНЦІАЛ РОЗВИТКУ ГЕЛІЦЕКУЛЬТУРИ В УКРАЇНІ	

СЕКЦІЯ 1. ГІДРОЕКОЛОГІЧНІ ДОСЛІДЖЕННЯ ВОДОЙМ ЯК СЕРЕДОВИЩА ІСНУВАННЯ МОЛЮСКІВ

УДК 551.468.4 (477.74)

СУЧАСНИЙ ГІДРОХІМІЧНИЙ СТАН ТИЛІГУЛЬСЬКОГО ЛИМАНУ (ПІВНІЧНО-ЗАХІДНЕ ПРИЧОРНОМОР'Я)

Ю. І. Богатова, Л. Ю. Секундяк, О. В. Кірсанова

Державна установа «Інститут морської біології НАН України»
вул. Пушкінська, 37, Одеса, 65048, Україна

Тилігульський лиман – великий та найглибший лиман північно-західного Причорномор'я, сформувався при затопленні морем гирлової області р. Тилігул більш ніж 10 тис. років тому; в XVIII–XIX столітті лиман відокремився від моря піщаним пересипом і в даний час пов'язаний з ним штучним з'єднувальним каналом протяжністю 3,5 км.

Морфометричні особливості лиману, а саме: велика площа водозбору (5420 км²), мала ширина (до 4,5 км) в порівнянні з довжиною (60 км), наявність численних протяжних пересипів, перепад глибин з 3-5 м в північній частині і до 10-22 м в південній, ускладнюють водообмін і суттєво впливають на формування гідрологічного-гідрохімічного та гідробіологічного режимів.

Солоність води в лимані за більш ніж 100-літній період спостережень значно зростала: з 3-10 ‰ в 1940-і роки до 26-30 ‰ в 2020-і роки. Таки зміни пов'язані як з природними кліматичними, так і з антропогенними змінами в водному балансі лиману – зарегулювання стоку річки Тилігул, замулення і зменшення пропускної здатності штучного каналу, інтенсивного випаровування і зниження рівня води у лимані. В лимані відзначають розвиток евтрофікації, порушення балансу в вмісті основних біогенних речовин – мінеральних та органічних сполук азоту та фосфору. У 1950-х –1970-х роках лиман був цінною рибопродуктивною водоймою, в даний час його рибопродуктивність зменшилася. Однак лиман залишається цінним рибпромисловим об'єктом, де основу бентосу за чисельністю та біомасою складають молюски.

Результати моніторингу лиману у 2000–2015 рр. показали значні відмінності в гідрохімічних умовах мілководної північної і глибоководної південної частин лиману. Так, рівень речовин фосфору в північній частині, куди впадає річка Тилігул, вище, ніж в південній. Для мінеральних речовин азоту спостерігається зворотна тенденція. Характерною особливістю гідрохімічних умов лиману були надвисокі концентрації $P_{\text{МІН}}$ і $P_{\text{ОРГ}}$, високі концентрації Si і низький вміст $N_{\text{МІН}}$. Було встановлено, що лиман – так звана «фосфорна водойма», в якій створення первинної продукції органічної речовини автотрофами лімітується низькими концентраціями $N_{\text{МІН}}$. Високий рівень $N_{\text{ОРГ}}$ свідчить про домінування в його складі фракції з низькою швидкістю мінералізації, стійкої до біохімічного окислення. Характерною особливістю лиману став щорічний розвиток влітку в південній глибоководній частині

стратифікації водних мас і придонної гіпоксії. Донні відкладення лиману накопичують відмерлу органічну речовину і є «депо» мінеральних речовин Нітрогену та Фосфору. Було встановлено, що концентрації в порових розчинах донних відкладень мінеральних і органічних речовин майже на порядок перевищують їх концентрації у воді лиману. Іонний обмін на геохімічному кордоні «вода-донні відкладення» збагачує водну товщу лиману речовинами N і P, тобто призводить до посилення евтрофікації екосистеми [1].

Моніторинг Тилігульського лиману у 2023 р. проводили у червні, температура води на окремих ділянках лиману становила 25,6–26,4°C, солоність досягала 29,7 ‰. У поверхневому шарі лиману були зафіксовані надвисокі концентрації Нітрогену амонійного – 0,724 мгN·дм⁻³, нітратів – 0,911 мгN·дм⁻³, азоту органічного – 14,65 мгN·дм⁻³, мінеральних та органічних речовин Фосфору – 1,073 мгP·дм⁻³ та 1,506 мгP·дм⁻³ відповідно. У придонному шарі на окремих ділянках лиману відзначали гіпоксію та надвисокі концентрації Нітрогену амонійного – 1,482 мгN·дм⁻³ і фосфатів – 1,115 мгP·дм⁻³. Середні концентрації мінеральних речовин Нітрогену і мінеральних, і органічних речовин Фосфору значно перевищували їх значення у попередні роки (табл. 1).

Таблиця 1

Середні значення деяких гідрохімічних показників в Тилігульському лимані влітку 2000–2010, 2012–2015 і 2023 років

Роки	N _{МІН}	N _{ОРГ}	P _{МІН}	P _{ОРГ}	Si, мг·дм ⁻³
	мгN·дм ⁻³		мгP·дм ⁻³		
2000–2010	0,054	2,36	0,456	0,254	1,40
2012	0,017	2,71	0,657	0,343	1,08
2013	0,048	3,41	0,593	0,234	6,01
2014	0,043	1,84	0,348	0,355	1,35
2015	0,037	4,15	0,659	0,314	1,54
2023	0,616	2,26	0,824	1,780	1,55

В порівнянні з 2012–2015 рр. в поверхневому шарі лиману збільшився вміст мінеральних речовин Нітрогену та Фосфору – в 17 і 1,5 разів відповідно, Фосфору органічного – в 6 разів. Такі зміни пов'язані з інтенсифікацією процесів евтрофування і створенням гіперпродукції автохтонної органічної речовини мікро- і макрофітів (рис. 1).

Накопичення біогенних речовин у Тилігульському лимані у червні 2023 р. можна пояснити особливостями формування його водного балансу. Так, біогенні речовини надходять у лиман із зарегульованим стоком р. Тилігул, з водозбірного басейну, а також з морськими водами через штучний з'єднувальний канал. Протягом багатьох років біогенні речовини акумулюються в лимані через інтенсивні втрати водного обсягу на випаровування влітку, тому що з квітня по червень водообмін лиману з морем через з'єднувальний канал відбувається односпрямовано – з моря в лиман. Стік

лиманської води, яка містить велику кількість речовин Нітрогену та Фосфору, у морі не відбувається. «Промивка» лиману, або розведення та вимивання накопичених запасів речовин Фосфору та Нітрогену може бути забезпечено тільки різноспрямованим водообміном лиману з морем протягом тривалого часу. Він можливий під впливом згінно-нагінних коливань рівня води в лимані та морі, що може бути забезпечено шляхом збільшення пропускної спроможності з'єднувального каналу після його розширення та поглиблення.

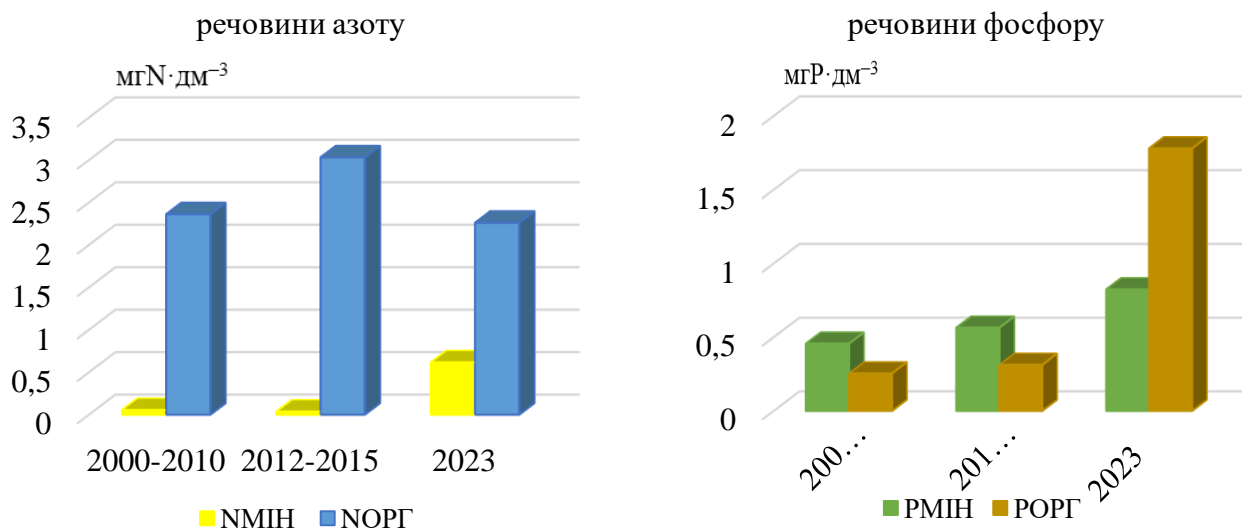


Рис. 1. Середні значення мінеральних і органічних речовин азоту та фосфору в Тилігульському лимані влітку 2000-2015 рр. і 2023 р.

Слід також зазначити, що періодичний (сезонний) моніторинг якості водного середовища Тилігульського лиману – цінного рибпромислового та рекреаційного об'єкту, дозволив би контролювати розвиток процесів його евтрофування в сучасних умовах.

Список використаних джерел

1. Тучковенко Ю. С., Богатова Ю. И., Тучковенко О. А. Гідрохімічний режим Тилігунського лиману в сучасний період. *Вісник Одеського державного екологічного університету*. 2015. № 1. С. 126–133.

УДК 574.2(210.2)(262.5)

АБІОТИЧНІ ОСОБЛИВОСТІ ЕКОСИСТЕМ МИСІВ ПІВНІЧНО-ЗАХІДНОЇ ЧАСТИНИ ЧОРНОГО МОРЯ

О. К. Виноградов, Ю. І. Богатова, І. О. Синьогуб

Державна установа «Інститут морської біології НАН України»
вул. Пушкінська, 37, Одеса, 65048, Україна

Північно-західна частина Чорного моря (ПЗЧМ) розташована на захід від лінії, яка з'єднує великі кам'яні миси Тарханкут (Україна) та Каліакра (Болгарія). Прибережні води цього регіону, у порівнянні з іншими, відносно

бідні на тверді субстрати. У літературних джерелах миси ПЗЧМ, як особливий тип екосистем, раніше не розглядалися.

Застосувавши ландшафтно-біотопний підхід, у прибережній смузі ПЗЧМ ми виділяємо групи природних екосистем, схожих за багатьма ознаками між собою: 1 – мисів, 2 – піщаних бухт, 3 – піщаних пересипів лиманів, 4 – лиманів та лагун, 5 – гирл річок. Тільки в екосистемах мисів переважають великі нерухомі уламки твердих субстратів і складний рельєф дна. Миси в ПЗЧМ утворюються в контактній зоні «суша-море-атмосфера» внаслідок трансгресії, зсувів, розмиву м'яких порід і є частиною літоконтуру та прибережно-шельфового біотопу перифіталі. З точки зору біогеографії миси – це ландшафти, а для екологів – це біоценози і екосистеми. Кам'янисті ділянки мисів розповсюджені до глибини 8-10 м і більше. Пухкі ґрунти, що оточують миси, належать до прибережно-шельфового біотопу бенталі. Миси в ПЗЧМ знаходяться на різних стадіях руйнування і на різній відстані один від одного. По периферії кам'янистих ділянок мисів утворюються екотонні зони, де є як тверді субстрати, так і великі плями пухких грантів. Ширина зон сягає від декількох метрів до десятків метрів. Головними абіотичними відмінностями екосистем мисів від інших: є наявність великих площ твердих субстратів, що виступають над дном на різну висоту; підвищена гідродинаміка і постійна наявність сприятливих для гідробіонтів концентрацій кисню. Вона коливається від 3,0–4,0 до 15,0–17,0 мгО₂ дм⁻³. Температура води на глибині більше 2 м зрідка перевищує 22 °С. В екосистемах мисів відбуваються більш чи менш типові для ПЗЧМ сезонні коливання солоності.

Надводні та підводні частини мисів створюють світлові, вітрові і хвильові тіні, у яких дія течій і хвиль послаблені. Це підвищує гетерогенність умов. Найбільш сприятливі для водоростей-макрофітів умови освітлення припадають на глибини до 1,0–1,5 м, але там і гідродинаміка підвищена. Стабільні умови для існування більшості гідробіонтів в теплі місяці по'язані з глибинами від 2 до 5–6 м. Більш глибокі ділянки інколи влітку і восени можуть на деякий час потрапляти під дію сірководню, як було на початку 2000-х років. При виході Н₂S на прибережні мілководдя та гострій гіпоксії, завдяки активній гідродинаміці та піднесенню твердих субстратів мисів над прилеглим дном, їх екосистеми стають притулком або резерватом для деяких гідробіонтів, що населяють сусідні екосистеми.

Під час спостережень 2020–2023 рр. в екосистемах мисів Великий Фонтан, Малий Фонтан, Ланжерон, Одеський Північний сірководень у товщі води не відмічався. Восени та взимку гідродинаміка досягає надмірних величин – наприклад, ударна сила хвиль досягає 5–6 т·м⁻². Майже постійні помірні уздовжберегові течії забезпечують винос із екосистем мисів метаболітів і детриту і приносять нові порції сестону. Влітку на ділянках мисів з глибинами більше 5 м може утворюватися пікноклін і в придонному шарі води може виникати гіпоксія. На рисунку 1 показана узагальнена схема екосистеми мису ПЗЧМ, вигляд збоку.

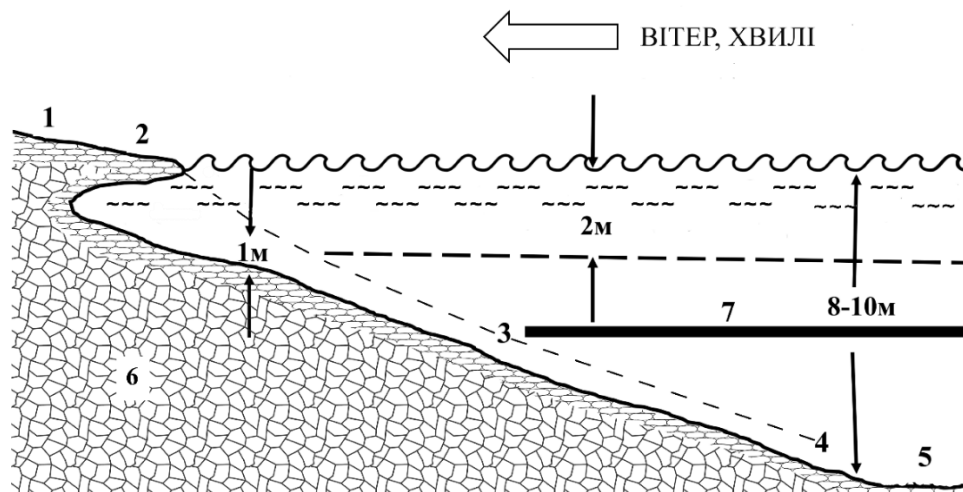


Рис. 1. Узагальнена схема екосистеми розпластаного кам'яного мису: 1 – коренева частина, 2 – надводна частина, 3 – підводна частина, 4 – край підводної частини, 5 – пухкі опади, 6 – тіло мису, 7 – пікноклін, 1 м – присубстратний шар води, 2 м – приповерхневий шар води, 8–10 м – глибина на краю мису.

Кам'янисті ділянки мисів заселені переважно водоростями-макрофітами і представниками епіфауни. Поселення водоростей з жорсткими таломами і двостулкових молюсків *Mytilus galloprovincialis* і *Mytilaster lineatus*, з одного боку, є компонентами біоценозів твердих біотопів, а з іншого – вони самі слугують субстратом для осідання личинок різних донних безхребетних, після завершення пелагічних стадій розвитку.

До екосистем мисів належить і досить динамічна товща води, як над кам'янистими ділянками, так і над їх екотонними зонами. Перш за все, масові поселення двостулкових молюсків, а також інших донних безхребетних протягом майже всього року продукують пелагічних личинок. Уздовжберегові течії створюють над підводними ділянками мисів коловороти води, що призводить до формування скупчень пелагічних личинок або меропланктону. Це явище відоме як один з «ефектів мису». Також уздовжберегові течії переносять меропланктон від одного мису до іншого, завдяки чому відбувається обмін біотами. Екосистеми мисів також постачають у товщу води пропагули водоростей-макрофітів.

Загальна кількість представників макрозообентосу на кам'янистих ділянках мисів – 83 таксони, на пухких ґрунтах екотонних зон – 58. Коефіцієнт спільності між ними склав 54,9 %. У період 2019–2023 рр. в екосистемах мисів було знайдено 23 види молюсків: на кам'янистих ділянках – 21 вид, на пухких ґрунтах – 12. На твердих субстратах виділені біоценози *M. galloprovincialis* і *M. lineatus*, на пухких ґрунтах – *Chamelea gallina*. Середня біомаса *M. galloprovincialis* на твердих субстратах склала біля $5,6 \text{ кг} \cdot \text{м}^{-2}$, *M. lineatus* – $1,7 \text{ кг} \cdot \text{м}^{-2}$, а на пухких ґрунтах наближалась до нуля. Середня біомаса *C. gallina* на піску сягала $0,7 \text{ кг} \cdot \text{м}^{-2}$.

Завдяки наявності великої кількості різних за розмірами уламків каміння, поселенням водоростей-макрофітів і двостулкових молюсків екосистеми мисів створюють різні сховки і укриття для рухомих безхребетних і риб. Ці особливості вказують на сприятливі абіотичні умови в екосистемах мисів для різних видів гідробіонтів як прикріплених, так і рухомих. Серед усіх прибережних екосистем ПЗЧМ, екосистеми мисів відрізняються найбільшим різноманіттям біотопів і біот. Кам'янисті ділянки мисів, з одного боку, проходять через екологічні зони супраліторалі, літоралі і субліторалі, а з іншого є їх частинами у вигляді кам'янистих супраліторалі, літоралі і субліторалі, на відміну від сусідніх піщаних.

Миси є позитивними формами рельєфу дна, утворених переважно великими уламками гірських порід, і виконують функції каркасу берегової лінії, утримуючи її від розмиву. У поглибленнях та в проміжках між великими уламками накопичуються детрит, пісок, фекалії та псевдофекалії гідробіонтів і їх рештки, утворюючи плями пухких опадів різного розміру.

Знаходячись на шляху уздовжберегових течій миси з обох боків від себе формують різні за розмірами часток детриту трофічні зони і, таким чином, впливають на розподіл макрозообентосу навколо.

Між кам'янистими ділянками мисів і оточуючими їх пухкими ґрунтами є динамічний зв'язок, що проявляється в перманентному наступі останніх і похованні з часом під ними твердого субстрату. Таким чином утворюються передумови для одночасного існування представників епі- та інфауни.

Завдяки сприятливим абіотичним умовам екосистеми мисів, у випадках виходу сірководню на прибережні мілководдя та гострої гіпоксії, стають резерватами для гідробіонтів, що населяють сусідні екосистеми. Не зважаючи на те, що миси у ПЗЧМ розташовані у вигляді окремих анклавів і займають менше 10 % площі морського дна прибережної зони, вони відіграють надзвичайну важливу роль у збереженні біот і самі потребують спеціальної охорони.

УДК 594:502(477.282)

ОСОБЛИВОСТІ МАЛАКОФАУНИ ВОДОЙМ БАСЕЙНУ Р. ЛІСНА (ЖИТОМИРСЬКА ОБЛ.)

А. П. Крумен, Ю. В. Максименко

Житомирський державний університет імені Івана Франка
вул. Велика Бердичівська, 40, Житомир, 10008, Україна

Молюски прісноводних водойм на сьогоднішній день є об'єктами численних досліджень у галузі зоології, екології, фізіології та біохімії. Вивчення видового складу та чисельності молюсків у водних середовищах має важливе значення, оскільки молюски можуть служити індикаторами стану водних екосистем. Антропогенний вплив, зумовлений діяльністю людини, негативно впливає на гідробіоценози, зокрема на популяції прісноводних молюсків,

включаючи надмірне використання водних ресурсів, забруднення та заростання водойм, а також недотримання правил охорони прибережних зон [1].

На сьогоднішній день в Україні відсутня обґрунтована стратегія щодо охорони молюсків, і тому важливо проводити детальні дослідження та забезпечити збереження якісного та кількісного складу малакоценозів [2].

Дослідження прісноводної малакофауни проводилось в межах 5 водойм (ставків) басейну р. Лісна Житомирської області (с. Березівка). Основу матеріалу для дослідження склали власні збори і спостереження, проведені у період з травня по жовтень 2023 року.

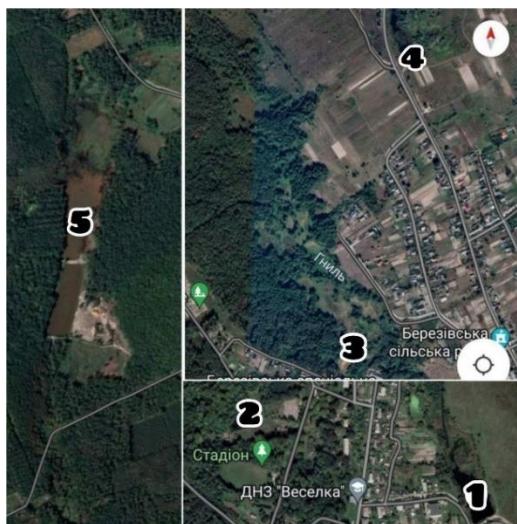


Рис. 1. Місця збору матеріалу

Збір молюсків проводився за традиційними гідробіологічними методиками. При відборі якісних проб використовувались методи ручного збору та за допомогою сачка. Визначення видової приналежності молюсків базувалось на традиційному конхологічному методі. У результаті досліджень виявлено п'ять видів молюсків: *Anodonta anatina*, *Planorbarius corneus*, *Lymnaea stagnalis*, *Radix ovata*, *Viviparus contectus*.

В результаті дослідження було виявлено, що ставок №2 знаходиться на межі зникнення. Він піддався значному антропогенному забрудненню, на поверхні водойми плавають вироби з пластику та сміття. Рибне господарство не розвивається, біорізноманіття зменшується. Цей ставок є найменшим за площею та глибиною, а найбільшим є став №5 («Кавунова дача»). Наразі проводиться розширення та очищення ставу №4 (с. Березівка) з метою створення пляжної зони та оптимальних умов для розвитку рибного господарства. Також даний став є прихистком для перелітних зграй лебедів та диких качок. Ставок №1 виник у результаті людської діяльності. Він розташований в рівнинній місцевості, у літній період вода набуває зеленуватого кольору через розмноження синьо-зелених водоростей. Основне призначення става – рибне господарство. Очерет звичайний та рогіз вузьколистий є характерними рослинами, що вкривають берегову лінію у всіх досліджуваних водоймах. Крім того, в трьох з цих ставків зустрічається калюжниця болотяна (став №5, став №4 та став №3), а в двох – латаття біле (став №5 та став №1).

■ *L. stagnalis* ■ *P. corneus* ■ *V. contectus* ■ *U. pictorum* ■ *R. ovata* ■ *A. anatina*

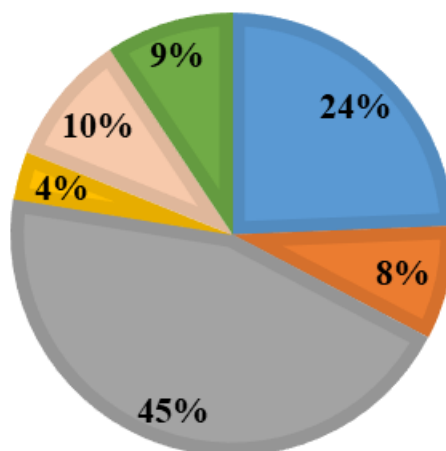


Рис. 2. Частота трапляння молюсків у досліджуваних біотопах

У результаті порівняння частоти трапляння знайдених молюсків виявили, що найчисленнішим представником усіх досліджених малакоценозів є *Viviparus contectus* – 45%, друге місце за частотою трапляння займає *Lymnaea stagnalis* – 24%, *Radix ovata* – 10%, *Anodonta anatina* – 9%, *Planorbarius corneus* – 8%, найменша частота трапляння характерна для *Unio pictorum* – 4% від загальної кількості знайдених молюсків.

За нашими спостереженнями *L. stagnalis* зустрічається у всіх досліджуваних водоймах. *R. ovata* зустрічається у ставках №4 та №5. Представники родини Unionidae знайдені в двох досліджуваних водоймах: ставок №1 та ставок №2. *V. contectus* зустрічається у трьох досліджуваних біотопах (ставок №3, ставок №4 та ставок №5). *P. corneus* зустрічається у всіх водоймах, окрім става №2. Екологічний стан досліджуваних водойм різний, найкращий він у ставках №5 та №4, оскільки там найбагатше видове різноманіття. Найгірший стан у ставку №2, малакофауна там представлена одним видом. Отримані дані свідчать про важливість збереження малакоценозу басейну р. Лісна.

Список використаних джерел

1. Дегтяренко О. В. Ставковик озерний (*Lymnaea stagnalis*, L. 1758) як біоіндикатор стану малих річок Приазов'я. *Тези доповідей конф. мол. дослідн. – зоол.* Київ, 2009. С. 14–15.
2. Лівкович В. О., Астахова Л. Є. Екологія і поширення молюсків підроду *Peregriana* секції *Cyprhideana* у водоймах Житомирського Полісся. *Біологічні дослідження – 2013: Матеріали IV науково-практичної Всеукраїнської конференції молодих учених та студентів.* Житомир : Вид-во ЖДУ ім. Івана Франка, 2015. С. 191–192.

ВИКОРИСТАННЯ БІОМАРКЕРІВ ОКСИДАЦІЙНОГО СТРЕСУ НА ОРГАНІЗМИ МОЛЮСКІВ ТА РИБ ДЛЯ ВИЗНАЧЕННЯ СТАНУ ВОДОЙМИ

С. М. Матюшко

Національний університет «Чернігівський колегіум» імені Т. Г. Шевченка,
вул. Гетьмана Полуботка, 53, Чернігів, 14013, Україна

Оксидативний стрес виникає, коли рівень вільних радикалів у клітинах перевищує здатність організму їх нейтралізувати антиоксидантами. Це явище може бути спричинене різними факторами, такими як забруднення води токсинами, підвищений рівень важких металів або надмірне використання пестицидів [1, 5]. Використання біомаркерів оксидативного стресу у гідробіонтів використовується з метою визначення стану водойми, оскільки оксидативний стрес є важливим фактором, що впливає на стан здоров'я та екологічний стан водних ресурсів. Нами було використано методи виявлення та вимірювання біомаркерів оксидативного стресу в організмах молюсків та риб, таких як активність каталази, супероксиддисмутази, кількісний вміст малонового діальдегіду, дієнових кон'югатів та інші. Можливості використання цих біомаркерів для визначення якісного стану водойми та виявлення впливу різноманітних факторів, таких як забруднення води та зміни в екосистемі є дуже показовими [2, 4].

Для дослідження вмісту продуктів пероксидації ліпідів (ПОЛ) у екстрактах білих м'язів, зябер, печінки та мозку коропа лускатого. Визначення вказаних речовин у тканинах риб проводили за стандартною методикою, використовуючи набір реагентів фірми «Філісіт». Статистична обробка даних дослідження проводилась за допомогою пакету прикладних програм «Microsoft Office Excel» 2010 з використанням Т-критерію Ст'юдента.

Дослідження показують, що молюски та риби можуть бути чутливими індикаторами стану водойми через їхню реакцію на оксидативний стрес. Біомаркери такого стресу включають у себе підвищений рівень малонового діальдегіду, що вказує на пероксидацію ліпідів і може свідчити про наявність оксидативного стресу та активність антиоксидантних ферментів. Зменшення активності ферментів, таких як супероксиддисмутаза та каталаза, також є показником стресу.

Ми встановили, що кількість малонового діальдегіду (МДА) практично не відрізняється від контрольних значень. У всіх досліджених тканинах спостерігається незначне збільшення цього показника, проте різниці є малоюмовірними. Максимальні зміни у вмісті МДА виявлені у зябрах риб, досягаючи майже 34% при впливі мікотоксину Т2. У мозку риб експериментальних груп зміни показника становлять до 30%.

У білих м'язах риб показник підвищується практично на четверту частину, що свідчить про чутливість даної тканини до впливу токсиканта. За

отриманими даними, максимальні зміни дієнових кон'югатів зафіксовані в білих м'язах та зябрах. Зокрема, виявлено, що вміст дієнових кон'югатів практично у всіх досліджених груп риб значуще зростає у тканинах зябер порівняно із контролем ($0,01 < P < 0,001$). У білих м'язах риб експериментальних груп спостерігалася тенденція до збільшення кількісного вмісту глутатіону пероксидази за впливу мікотоксину (зміни сягають 18%), проте ці зміни не є статистично значущими.

Таким чином, мікотоксин викликав найбільші зміни у стані печінки та зябер риби. Мінімальні відхилення були помічені в тканині мозку. Ця тенденція до специфічних змін у тканинах стала видимою при застосуванні токсичних речовин у високих концентраціях. Внаслідок впливу забруднюючих речовин відзначалося збільшення вмісту досліджуваних речовин у тканинах та органах коропа лускатого. Оцінка цього явища дозволяє визначити функціональний стан організму і виявити початкові, ще оборотні стадії багатьох захворювань.

Всі вказані показники оксидативного стресу та системи антиоксидантного захисту у наземних червононогих молюсків є значущими засобами для визначення негативного впливу забруднення [3]. Зміни в тканинах та органах молюсків, ймовірно, пов'язані із активацією оксидативного стресу, змінами в енергетичних резервах та/або порушеннями в ендокринній системі. Крім того, ці організми виявляють реакції на токсичні речовини, що робить їх цінними для використання у діагностиці забруднення. Таким чином, їх рекомендують як корисних біоіндикаторів у екотоксикологічних дослідженнях та програмах моніторингу.

Отже, використання біомаркерів оксидативного стресу на молюсків та риб стає все більше важливим інструментом для визначення екологічного стану водойми. Ці методи можуть служити основою для розробки ефективних стратегій управління водними ресурсами та збереження природних екосистем.

Список використаних джерел

1. Блоха А. К., Симонова Н. А., Мехед О. Б. Вміст дієнових кон'югатів в печінці коропа за дії поллютантів. *Біологічні дослідження – 2019* : збірник наукових праць. Житомир, 2019. С. 141–144.
2. Симонова Н. А., Іскевич О. В., Мехед О. Б. Вивчення впливу токсикантів різної хімічної природи на активність системи антиоксидантного захисту у печінці цьогорічки коропа лускатого. *Фундаментальні та прикладні дослідження у сучасній науці* : збірка наукових праць. Харків : Технологічний Центр, 2016. 5 с.
3. Тюпова Т., Ткаченко Г., Мехед О., Курхалюк Н. Відповіді на оксидативний стрес у наземних молюсків як біомаркери для оцінки впливу токсикантів. *Biota, Human, Technology*. 2023. № 1. С. 41–51.
4. Яковенко Б. В., Третяк А. П., Мехед О. Б., Хайтова А. Д., Симонова Н. А. Вплив ксенобіотиків на активність антиоксидантної системи в тканинах коропа. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету. Серія Біологія*. 2017. № 2 (69). С. 76–80.

5. Symonova N. A., Mekhed O. B., Kupchyk O. Y., Tretyak O. P. Toxicants in the degradation of lipids in the organism scaly carp. *Ukrainian Journal of Ecology*. 2018. Vol. 8. № 4. P. 6–10.

УДК 574:64:577

ВПЛИВ МІКОТОКСИНУ Т2 НА ДЕЯКІ БІОХІМІЧНІ ПОКАЗНИКИ ГІДРОБІОНТІВ

Мехед О. Б.

Національний університет «Чернігівський колегіум» імені Т. Г. Шевченка,
вул. Гетьмана Полуботка, 53, Чернігів - 17, 14017, Україна

Мікотоксини, що продукуються грибами в умовах неправильного зберігання продуктів, можуть викликати серйозний шкідливий вплив на здоров'я тварин і людину. Ці токсини можуть проникати в продукти харчування, зокрема, у зернові культури, спричиняючи харчову контамінацію. Їхнє вживання може викликати ряд захворювань, включаючи отруєння, проблеми з печінкою та імунну недостатність [1].

Використання забруднених мікотоксинами ґрунтів для сільськогосподарських цілей або несанкціоноване скидання стічних вод може призвести до того, що мікотоксини потраплять у природні водойми через ерозію чи річковий стік. Також сільськогосподарські продукти, такі як зернові, які містять мікотоксини, можуть не правильно зберігатися, потрапити до навколишніх водойм через вивітрювання, вимивання під час дощів або скидання залишків. Гриби, що продукують мікотоксини, можуть рости в прибережних зонах водойм, особливо у вологому середовищі. Таким чином, токсини можуть потрапити в воду через процеси ерозії чи зливання. Мікотоксини можуть також потрапити в природні водойми через атмосферне розпилювання. Якщо гриби-продуценти мікотоксинів ростуть поруч з водоймами, їхні отруйні речовини можуть переноситися вітром та опадами до води. Ці шляхи потрапляння створюють потенційну загрозу для водного середовища та його екосистем, а також для тварин і людей, які залежать від цих водойм.

Мікотоксини можуть викликати ряд біохімічних змін у тваринах, які можуть впливати на їхнє здоров'я [4]. Основні біохімічні ефекти включають пошкодження печінки. Багато мікотоксинів мають гепатотоксичний ефект, тобто вони можуть спричинити ураження печінкових клітин, що, у свою чергу, може викликати порушення функції печінки, обміну речовин та синтезу білків. Крім того, порушення функції нирок, їхнє запалення чи токсичне ураження, а це може призводити до порушення виведення отруйних речовин та накопичення шкідливих речовин у крові [5]. Мікотоксини можуть пригнічувати функцію імунної системи, зменшуючи резистентність тварин до інфекційних хвороб. Це призводить до збільшення частоти інфекцій та погіршення загального стану здоров'я. Мікотоксини

впливають на посилення дефіциту важливих мінералів та вітамінів, таких як вітаміни групи В, амінокислот та ін. Це може призводити до порушення нормального метаболізму та росту тварин. Вказані біохімічні зміни впливають на фізіологічні процеси в організмі тварин, що в результаті може призвести до зниження продуктивності, погіршення якості продуктів та загрози життю тварин.

Робота виконана в умовах навчально-дослідних лабораторій Національного університету «Чернігівський колегіум» імені Т.Г. Шевченка та на базі хіміко-токсикологічного відділу Чернігівської регіональної державної лабораторії Державної служби України з питань безпечності харчових продуктів та захисту споживачів. Нами було вивчено кількісний вміст мікотоксину Т2 в органах та тканинах коропа лускатого (*Cyprinus carpio* L.) (білі м'язи, печінка та мозок) [6, 7]. У відібраних зразках також визначали такі біохімічні показники: вміст α -кетоглутарату, пірувату, оксалоацетату, лактату та малату [5].

В результаті проведених досліджень було встановлено, що за дії тільки Т2 мікотоксину значно змінюються показники вмісту метаболітів в організмі риб. Зокрема, концентрація α -кетоглутарату в м'язовій тканині зменшилася на 47%, у печінці – подібні зміни сягали 37%, а в мозковій тканині – 19%. Вміст піровиноградної кислоти зменшився у печінці, білих м'язах та мозку відповідно на 29, 19 та 6%.

Окрім того, було відмічено зміни морфологічних та іхтіологічних показників піддослідних риб [2], що доводить можливість використання коропових риб як індикаторів стану водного середовища. Також вважаємо за необхіне зазначити можливість вивчення показників моллюсків як для біоіндикації екосистем [8]. Різноманітні зміни процесів їх життєдіяльності (зміни інтенсивності споживання їжі, швидкості росту тіла, зміна рухів м'язів та ін.) можуть слугувати біомаркерами для використання моллюсків в системі біомоніторингу довкілля.

Список використаних джерел

1. Духницький В. Б., Хмельницький Г. О., Бойко Г. В. Ветеринарна мікотоксикологія : навч. посіб. Київ : Аграрна освіта, 2011. 240 с.
2. Желай М., Ячна М., Мехед О., Третьак О. Адаптивні зміни іхтіологічних показників коропових риб за дії мікотоксину Т2. *Природні ресурси прикордонних територій в умовах зміни клімату. VII Міжнародна наукова конференція: програма, тези доповідей (Україна, Чернігів, 27 – 29 вересня 2023 р.)*. Чернігів : Десна-Поліграф. 2023. С. 77-78.
3. Іваницький М. Є. Патоморфологічна діагностика та профілактика спонтанних мікотоксикозів свиней. *Ветеринарія сільськогосподарських тварин*. 2006. № 10. С. 40-41.
4. Ніколаєнко Т. М., Іващенко М. О., Іващенко Н. В, Мехед О. Б. Біохімічні показники крові лабораторних тварин за дії мікотоксину Т2. *“Vin Smart Eco”*. Збірник матеріалів III Міжнародної науково-практичної конференції. Вінниця : КЗВО “Вінницька академія безперервної освіти”, 2023. С. 276-277

5. Полотнянко Л. В., Мехед О. Б. 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, 2023. С. 205-207.

6. Полотнянко Л., Мехед О. Накопичення мікотоксинів у м'язах коропа лускатого (*Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758) при згодовуванні корму, контамінованого Т2-токсинам. *Природні ресурси прикордонних територій в умовах зміни клімату. VII Міжнародна наукова конференція: програма, тези доповідей (Україна, Чернігів, 27 – 29 вересня 2023 р.)*. Чернігів : Десна-Поліграф, 2023. С. 105-106.

7. Скринінг-метод одночасного виявлення афлатоксину В1, патуліну, стеригматоцистину, Т-2 токсину, зеараленону та омаїтоксину в різних кормах. Затв. Держдепартаменту вет. мед. Мін. АПК України 09.04.1996 р.

8. Тюпова Т., Ткаченко Г., Мехед О., Курхалюк Н. Відповіді на оксидативний стрес у наземних молюсків як біомаркери для оцінки впливу токсикантів. *ВНТ: Biota, Human, Technology*. 2023. № 1. С. 41-51.

УДК 574.583:594.38(262.5)

ЛИЧИНКИ МОЛЮСКІВ ЯК КОМПОНЕНТ МЕЗОЗООПЛАНКТОНА ПРИБЕРЕЖНИХ АКВАТОРІЙ ОДЕСЬКОЇ ЗАТОКИ

Р. В. Мігас

Державна установа «Інститут морської біології НАН України»
вул. Пушкінська, 37, Одеса, 65048, Україна

Матеріалами для даних тез служать самостійні дослідження автора у період з 20.02 по 26.11. 2020 р. Проби зоопланктону відбиралися з гідротехнічних споруд шляхом тотального вертикального облову (дно-поверхня). Відбір проб відбувався модифікованою для малих глибин сіткою Джудея з вхідним отвором 36 см та вічком газу 100 мкм. Проби відбиралися поряд з пляжем Ланжерон на трьох акваторіях, що відрізнялися гідрологічними умовами та дном: ст. 1 – мала глибина, не має хвилелому, біля стоку дренажної системи з дном переважно галька та мушлі; ст. 2 глибина більше ніж 2 м, немає хвилелому, ґрунт бетоні плити та пісок; ст. 3 – глибина 3 м, є хвилелом та пісочний ґрунт (рис. 1).

Під час відбору проб проводилося вимірювання температури. У подальшому проби оброблялися за стандартною для чорноморського зоопланктону методикою [1]. Визначення меропланктону відбувалося на рівні виду.

Під час відбору проб найрідше личинки моллюсків зустрічалися на точці 1: 11 березня, 28 квітня, 19 липня та 15 жовтня у пробах зоопланктону не було жодної личинки моллюска (19 липня у пробі взагалі не було зоопланктону). На цій точці у планктонних пробах було відмічено 5 видів

личинки представників типу Mollusca, з них три види Bivalvia: *Anadara kagoshimensis* (Tokunaga, 1906), *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819 та *Mytilaster lineatus* (Gmelin, 1791); та два види Gastropoda: *Rapana venosa* (Valenciennes, 1846) та *Rissoa splendida* Eichwald, 1830. З них найчастіше на точці 1 можна було знайти *M. galloprovincialis* (6 з 12 проб, максимальна чисельність 1040 екз. m^{-3}), а найменш частою була личинка *R. splendida* (лише 24 червня при тому мала чисельність майже 7 екз. $\cdot\text{m}^{-3}$).

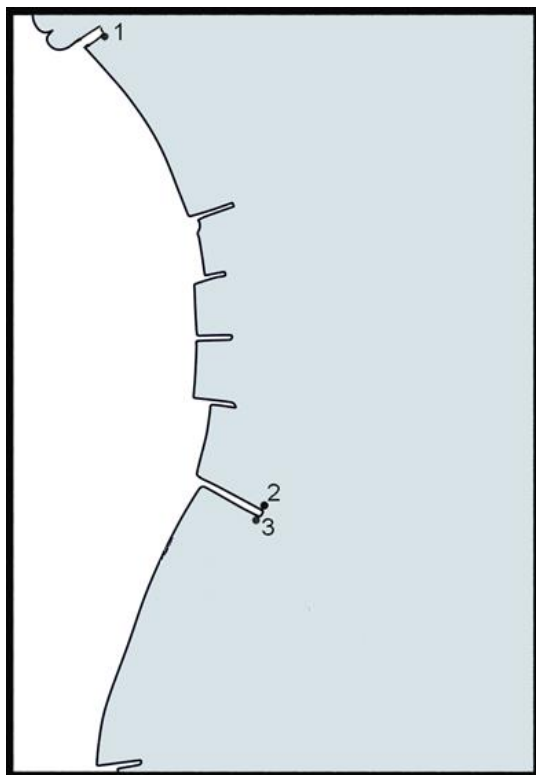


Рис. 1. Схема відбору проб зоопланктону у 2020 р. Координати:

1. 46.479118, 30.764367
2. 46.475036, 30.766516
3. 46.475036, 30.766521

точці 1. Лише один раз 15 жовтня на точці 3 було визначено личинок *M. lineatus*. Мінімальна чисельність молюсків на цій станції спостерігалася для *R. venosa* 11 червня і складала 4 екз. $\cdot\text{m}^{-3}$. Максимальна ж чисельність була знову у *M. galloprovincialis* і досягала 8692 екз. $\cdot\text{m}^{-3}$ 19 липня.

Відсоток молюсків у складі зоопланктону за чисельністю на всіх трьох містах дещо відрізнявся (рис.2).

На точці 2 личинки молюсків були відсутні лише 11 березня. Але на цій ділянці личинок *R. splendida* знайдено не було. Найрідше на цій точці зустрічалися личинки *A. kagoshimensis* (відмічено лише 28 серпня), а ось найменшу чисельність під час дослідження на цій ділянці мали личинки *M. galloprovincialis* (5 екз. $\cdot\text{m}^{-3}$ від 20 травня) та *R. venosa* (теж 5 екз. $\cdot\text{m}^{-3}$ але вже 24 червня). Максимальної чисельності у зоопланктоні на цій точці відбору досягала теж *M. galloprovincialis* – 6050 екз. $\cdot\text{m}^{-3}$ 28 серпня.

На жаль на точці 3 відбору проб 20 лютого проведено не було. У той же час 11 березня у пробі зоопланктону теж не було личинок молюсків. Але на цій точці були знайдені все ті ж 5 видів, що і на

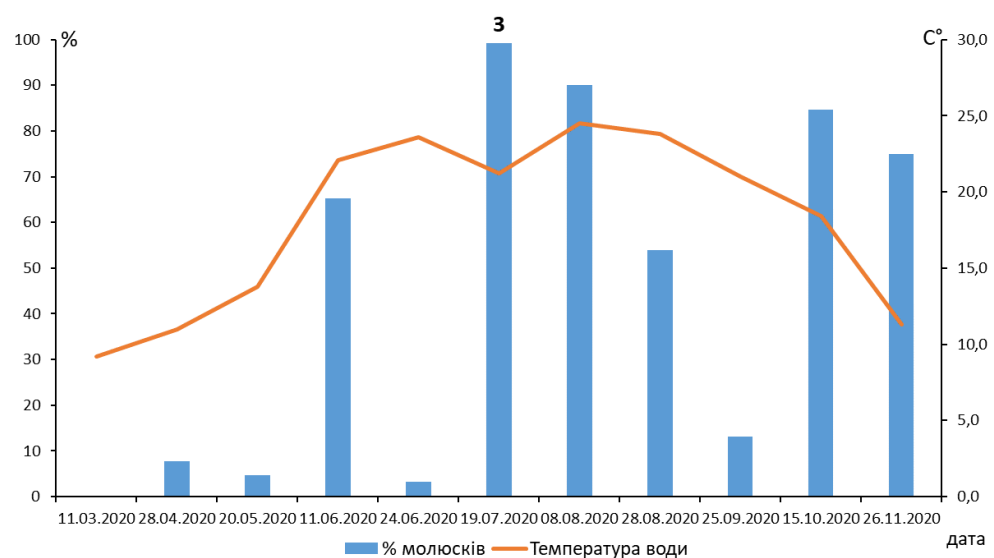
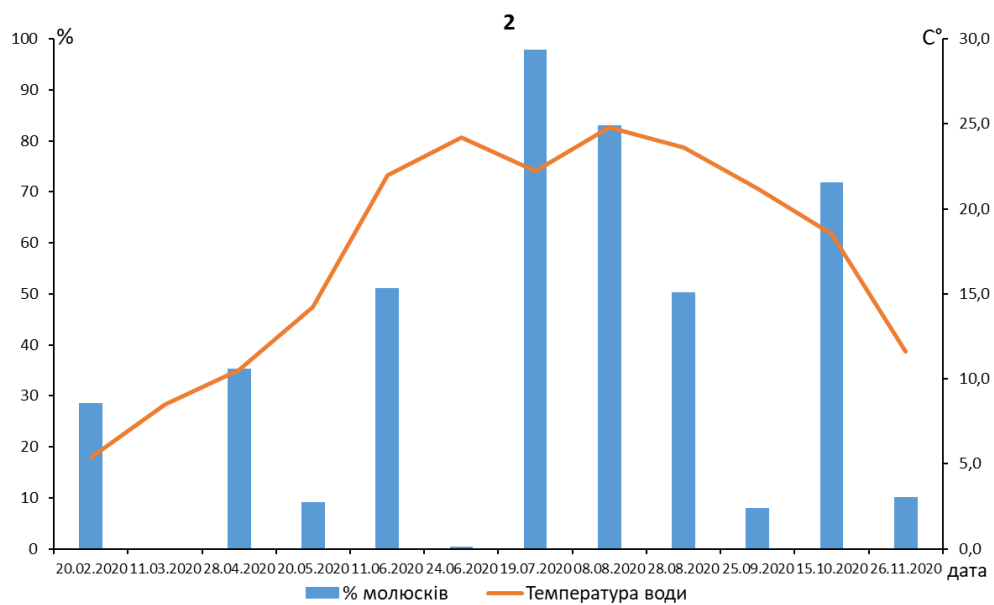
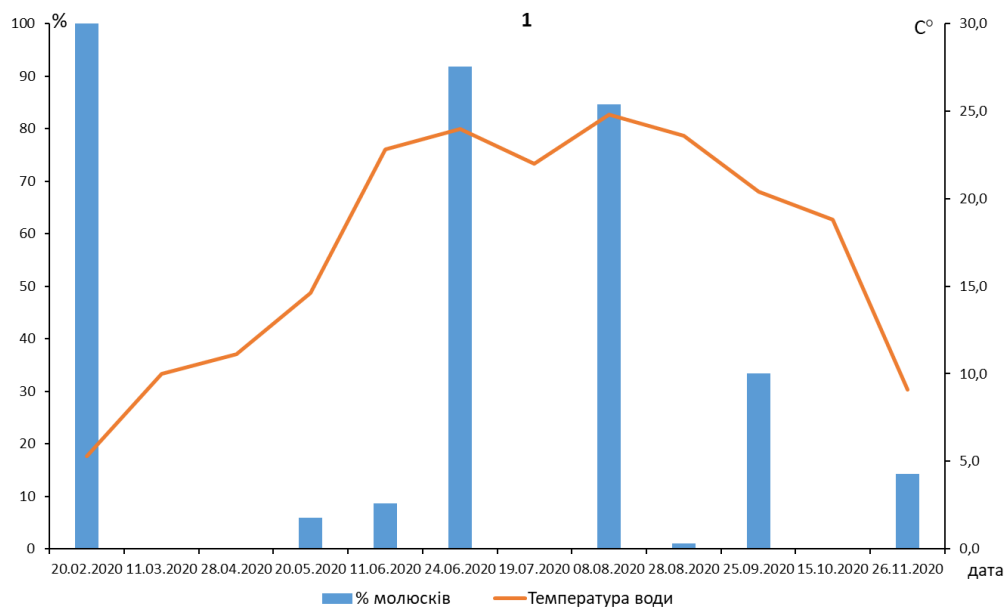


Рис. 2. Відсоток молюсків за чисельністю та температура на трьох точках відбору проб зоопланктону(1, 2, 3) у 2020 р.

Єдиний раз, коли весь зоопланктон складався з личинок молюсків, був у лютому на точці 1. Середній відсоток молюсків за чисельністю на точці відбору 1 був 30,9, на точці 2 – 37,1 та найбільший на станції 3 – 45,2. У середньому за 2020 рік відсоток молюсків від зоопланктону на всіх трьох станціях склав 37,24%. Це вказує на досить велику роль личинок молюсків серед інших груп зоопланктону на прибережних ділянках Чорного моря з малою глибиною.

У той же час, якщо не зважати на відмінності ділянок і виходити з середнього по всім точкам, то за 2020 рік то мінімум сумарного зоопланктону був 11 березня, та становив 40 екз.·м⁻³ (у той же час личинки молюсків були взагалі відсутні), максимум був 24 червня і склав 18837 екз.·м⁻³ (при чисельності молюсків 555 екз.·м⁻³). Максимальний розвиток молюсків приходився на 19 липня і склав 4249 екз.·м⁻³ (але тут слід враховувати відсутність взагалі зоопланктону на станції 1). Загальні коливання чисельності мали великий обсяг, тому шкала чисельності надана логарифмічною (рис. 3).

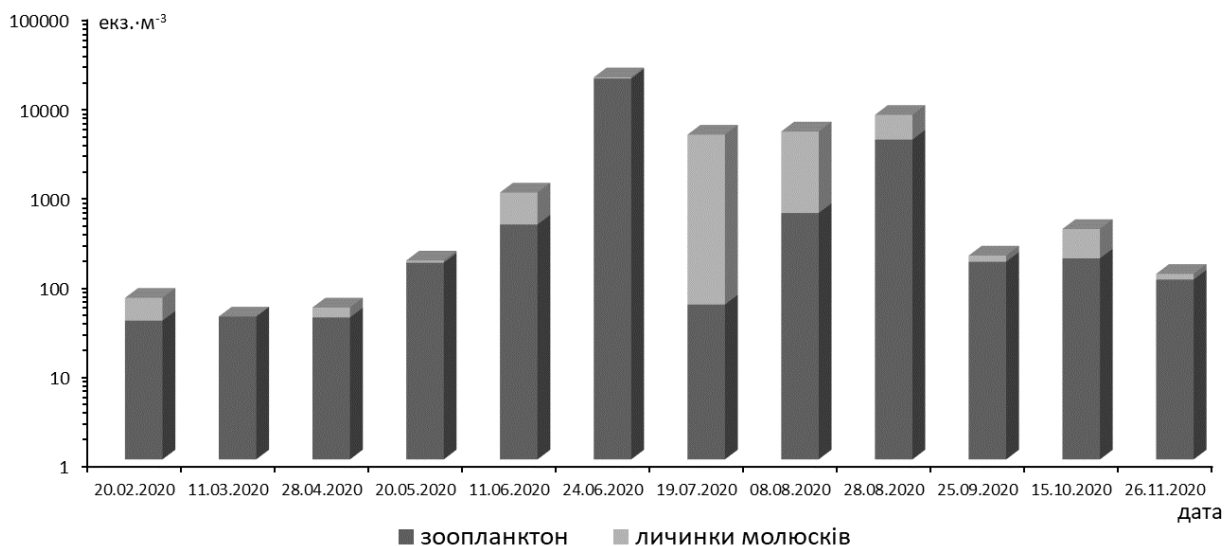


Рис. 3. Динаміка середньої чисельності (екз.·м⁻³) загального зоопланктону та личинок молюсків у 2020 р.

Список використаних джерел

1. Aleksandrov B., Arashkevich E., Gubanova A., Korshenko A. Black Sea Monitoring Guidelines – Mesozooplankton. *EU/UNDP Project: Improving Environmental Monitoring in the Black Sea – EMBLAS. Project Activity 3: Development of costeffective and harmonized biological and chemical monitoring programmes in accordance with reporting obligations under multilateral environmental agreements, the WFD and the MSFD.* October 2014. 31 p.

НАКОПИЧЕННЯ МІКОТОКСИНІВ В ОРГАНІЗМАХ ГІДРОБІОНТІВ ЯК НАСЛІДОК ЗАБРУДНЕННЯ ВОДНОГО ВЕРЕДОВИЩА

Л. В. Полотнянко

Національний університет «Чернігівський колегіум» імені Т. Г. Шевченка,
вул. Гетьмана Полуботка, 53, Чернігів, 14013, Україна

Шкідливий вплив мікотоксинів на гідробіонтів може мати серйозні наслідки для їхнього здоров'я та життєдіяльності. Основні проблеми, пов'язані з мікотоксинами у водоймах, включають негативний вплив на органи, зумовлений тим, що мікотоксини можуть вражати органи гідробіонтів, такі як печінка, нирки та нервова система, що призводить до порушення їхньої функціональності, змінюючи біохімічний статус вказаних органів [4]. Зокрема, молюсків часто використовують як біомаркери чистоти середовища, оскільки відомий ефект, коли токсичні речовини здатні змінювати показники оксидативного стресу у даних організмів [6]. Також мікотоксини можуть пригнічувати імунну систему тварин, роблячи їх більш вразливими перед вірусами, бактеріями та іншими патогенами [3]. Це може призвести до збільшення захворюваності водних мешканців та зниження їхньої життєздатності, зміни фізіологічних та морфологічних показників [1]. Ще одним фактором ризику є вплив на репродукцію – мікотоксини можуть мати негативний вплив на репродуктивну систему. Це може викликати зниження рівня розпліду, або навіть вплинути на виживання і розвиток ікринок та молоді риби та інших гідробіонтів.

Відомо, що риби можуть накопичувати мікотоксини в своїх тканинах, особливо в печінці та м'язах. Це може представляти загрозу для людей, які споживають таку рибу, оскільки мікотоксини можуть переходити в верхні ланцюги харчових відносин. Узагальнюючи, вважаємо, що мікотоксини у водоймах можуть становити серйозну загрозу для гідробіонтів, впливаючи на їхнє здоров'я, розвиток та репродуктивну функцію. Ці токсини також можуть впливати на екосистему водойм та стати проблемою для споживачів риби [4].

Можливість потрапляння мікотоксинів в корми прісноводних риби виникає внаслідок декількох факторів. Головні з них включають кормові компоненти (в кормі для риби використовуються забруднені мікотоксинами сировини, такі як зернові або олійні культури), порушення умов зберігання (неналежне зберігання кормів призводить до створення сприятливих умов для росту грибів і вироблення мікотоксинів). Якщо риби отримують забруднені корми, вони можуть накопичувати мікотоксини в своєму тілі. Контамінація води та біотрансформація можуть також впливати на концентрацію мікотоксинів в тілі риби. Деякі види риби можуть метаболізувати мікотоксини, створюючи нові сполуки, які можуть бути менш токсичними або навпаки, більш токсичними.

Було проведено дослідження накопичення мікотоксину Т2 в тканинах та органах коропа лускатого [5], спричиненого підвищеним вмістом Т2 токсину у

водному середовищі на рівні 2 ГДК. Результати проведеного дослідження свідчать про відсутність накопичення вказаної речовини в білих м'язах коропа, проте виявлені біохімічні зміни вимагають більш ретельного вивчення даного питання, зокрема, залежності накопичення мікотоксину Т2 від способу впливу на тварину, використання інших методів визначення токсинів тощо.

Потрібно зазначити, що контроль якості кормів, їх правильне зберігання та відсіювання забруднених сировин можуть допомогти уникнути потрапляння мікотоксинів в прісноводних риб. Також важливо враховувати середовище, в якому утримують риб, і вживати заходи для зменшення забруднення води цими токсинами.

Список використаних джерел

1. Желай М., Ячна М., Мехед О., Третяк О. Адаптивні зміни іхтіологічних показників коропових риб за дії мікотоксину Т2. *Природні ресурси прикордонних територій в умовах зміни клімату. VII Міжнародна наукова конференція: програма, тези доповідей (Україна, Чернігів, 27 – 29 вересня 2023 р.)*. Чернігів : Десна-Поліграф, 2023. С. 77-78.

2. Ніколаєнко Т. М., Іващенко М. О., Іващенко Н. В., Мехед О. Б. Біохімічні показники крові лабораторних тварин за дії мікотоксину Т2. *“Vin Smart Eco” : збірник матеріалів III Міжнародної науково-практичної конференції*. Вінниця : КЗВО “Вінницька академія безперервної освіти”, 2023. С. 276-277.

3. Полотнянко Л. В., Мехед О. Б. 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, 2023. С. 205-207.

4. Полотнянко Л., Мехед О. Накопичення мікотоксинів у м'язах коропа лускатого (*Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758) при згодовуванні корму, контамінованого Т2-токсинами. *Природні ресурси прикордонних територій в умовах зміни клімату. VII Міжнародна наукова конференція: програма, тези доповідей (Україна, Чернігів, 27 – 29 вересня 2023 р.)*. Чернігів : Десна-Поліграф. 2023. С. 105-106.

5. Скринінг-метод одночасного виявлення афлатоксину В1, патуліну, стеригматоцистину, Т-2 токсину, зеараленону та омаїтоксину в різних кормах. Затв. Держдепартаменту вет. мед. Мін. АПК України 09.04.1996 р.

6. Тюпова Т., Ткаченко Г., Мехед О., Курхалюк Н. Відповіді на оксидативний стрес у наземних молюсків як біомаркери для оцінки впливу токсикантів. *Biota, Human, Technology*. 2023. № 1. С. 41-51.

СЕКЦІЯ 2. ФАУНА, СИСТЕМАТИКА ТА ПОШИРЕННЯ СУЧАСНИХ І ВИКОПНИХ МОЛЮСКІВ

УДК 594.38:591.5

ГОЛОВНІ ЕКОМОРФОЛОГІЧНІ НАПРЯМКИ В СПІВМІШКАННЯХ НАЗЕМНИХ МОЛЮСКІВ УКРАЇНИ

О. О. Байдашніков

Національний науково-природничий музей НАН України
01030, Київ, вул. Б. Хмельницького, 15 (відділ Зоології)

В спільних помешканнях наземні молюски пристосовані до навколишньої листяної підстилки або мертвої деревини завдяки коричневій черепашці і темно-сірого тіла, звичайних у лісах та мало відмінних по кольору серед співмешканців. Значно більше вони відрізняються при розподілу по субстратах. Так види з високою черепашкою переважно пересуваються по вертикальним поверхням субстратів (та близьким до них і саме твердим), а з низькою і широкою (від притиснутої до плоскої форми) – по горизонтальним. Види з черепашкою, форма якої наближується по висоті та ширині (подібною у виноградного равлика), є індиферентними до вертикальних або горизонтальних субстратів, як і слизняки. Представники Clausiliidae відрізняються найбільш високою черепашкою і тому вважаються спеціалізованими до переважного пересування вгору. Великим наземним молюскам потрібні більші і також високі субстрати, ніж маленьким та, особливо, потайливим, як з роду *Carychium* Müller, 1773 або *Vitrea* Fitzinger, 1833. Тому, аналізуючи ступінь адаптації до пересування по субстратах, слід орієнтуватися також по розмірам черепашки Clausiliidae (6 – 38 мм, але 7-24 мм з України) і не тільки її зовнішнім ознакам.

Високу черепашку веретеноподібної форми супроводжує внутрішнє армування її останнього обороту, відоме як замикальний апарат Clausiliidae. Його особливість – це напів-рухливий клаузілій, причетний разом з іншими елементами армування до керування черепашкою та захисту тіла у середині неї. Саме напів-рухливість клаузілія щільно пов'язує розташування та функції елементів замикального апарата між собою у просторі останнього обороту. Цей взаємозв'язок обмежує зміну, як замикального апарата, так і будови всієї черепашки [1]. Окрема їх зміна відома лише при редукції клаузілія. Повністю розвинений замикальний апарат супроводжується тільки багатооборотною черепашкою веретеноподібної форми. Вивчення внутрішньовидової мінливості за допомогою біометричного аналізу свідчить, що локальні та регіональні умови помешкань, хоча і впливають на параметри черепашки, але її будова зберігає загальні ознаки для більшості надвидових таксономічних груп цієї родини [3-5]. Звужений останній оборот з розміщеним у ньому замикальним апаратом веде до відносно більшої площі зовнішньої поверхні оборотів у Clausiliidae, ніж у представників інших родин [2] зі спільного помешкання гірського Криму (див. рис 1). Коливання мікроклімату сильніше

впливають на більшу площу зовнішньої поверхні і, особливо, при підйомі по субстратах над ґрунтом. Тому Clausiliidae можна впевнено вважати більш стенобіотними видами, але менш поширеними біотопічно та регіонально. Замикальний апарат не має аналогів серед інших наземних молюсків [2]. Тому представники інших родин більш різні формою високої черепашки і її мінливістю, але з іншим варіантом керування нею, ніж у клаузіліїд [1]. Значна мінливість форми дає перевагу у біотопічному поширенні, особливо, у поєднанні з мінливістю поверхні та розміру черепашки. Проте клаузіліїди більш адаптовані до пересування по вертикальним субстратам, але в умовах лісу. Тому види інших родин з достатньо високою черепашкою частково співмешкають з клаузіліїдами, як роду *Brephulopsis* та *Mentissa* в екотоні лісу (див. рис. 1). Тут перший з них, відрізняючись субальбінчною черепашкою, переважно займає інсольовані місця, а другий – тіньові. Альбінчна поверхня відома також у Clausiliidae, але за межами України. Тому екоморфи високої черепашки (від конічної до веретеноподібної) з коричневою поверхнею відповідають умовам лісових ландшафтів, а з альбінчною і меншою кількістю оборотів – безлісся. Відхилення їх ознак між собою або між ними пов'язані вже з локальними умовами, в першу чергу, навколишніх субстратів.

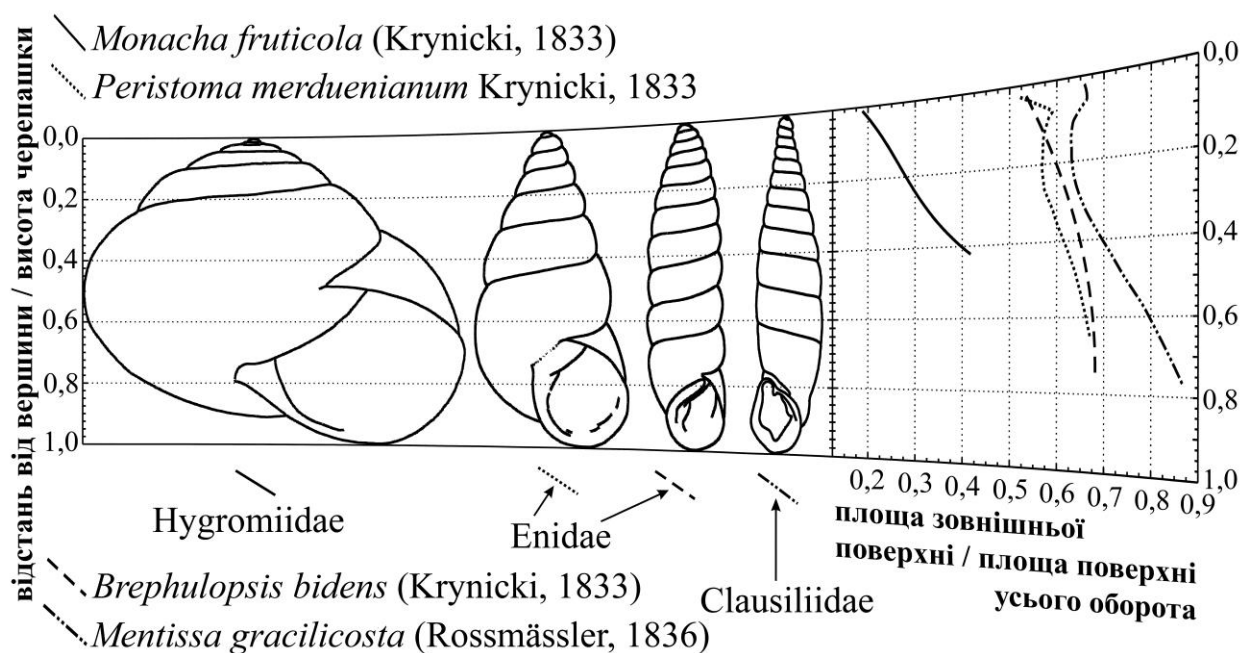


Рис. 1. Екоморфологічні особливості черепашок наземних молюсків.

Низька і широка черепашка протилежного екоморфологічного напрямку не вивчалася мною за допомогою біометричного аналізу. Проте тут ступінь адаптації можна висловити тим, наскільки черепашка притиснута до плоскої форми. Її зовнішня поверхня не значна біля вершини, унаслідок максимально розширеного останнього обороту. Однак пупок (від дуже вузького до розгорнутого) розкриває зовнішню поверхню знизу черепашки у міру його розгортання. Тому види з цими ознаками теж є стенобіотними, що відображає, як співмешкання з клаузіліїдами, так і поширення лише у лісах

Карпат, Поділля (місцями, і ширше) – *Aegopinella epipedostoma* (Fagot, 1879), *A. nitens* (Michaud, 1831), родів *Gonyodiscus* Fitzinger, 1833, *Cellariopsis* Wagner, 1914, *Morlina* Wagner, 1914, і ще гірського Криму – *Oxychilus* Fitzinger, 1833, *Schistophallus* Wagner, 1914. Значно більш поширеним є *Helicopsis filimargo* (Krynicky, 1833), але від степів рівнинної території до скельного безлісся Криму завдяки альбінчної або субальбінчної поверхні та мінливості черепашки [6]. Звичайна її притиснута форма зі смугами (від одної до багатьох) змінюється до плоскої з повністю білою поверхнею (Донбас), а в Криму ще від помірно прижатої з кутоподібним останнім оборотом та смугастою поверхнею (західна частина гір) до виразної лінзоподібної форми без смуг (Бабуган-яйла). Остання форма з трохи брудно-білою поверхнею добре маскує черепашку *H. filimargo* серед вапняків. Кіль по периферії останнього обороту є також ознакою *Gonyodiscus perspectivus* (Megerle von Mühlfeld, 1816), щоб черепашка легше протискалась серед опалого листа та мертвої деревини у лісах. По вапняковим площам яйли кіль у *H. filimargo* теж полегшує проникнення, але в порожнини між камінням або щілини, особливо необхідні в умовах скельного безлісся. Виразна лінзоподібна форма (але від жовтої до коричневої поверхні черепашки) спостерігається саме у петробіонтів в інших регіонах Європи [7]. Тому екоморфи *H. filimargo* відповідні умовам локальних помешкань.

Таким чином, особливості кольору, розміру, форми та останнього обороту черепашки пояснюють те, чому частина співіснуючих видів є стенобіонтами, а друга – еврибіонтами, зокрема, з хелікоїдною черепашкою. Деякі еврибіонти поширені від лісів до степів завдяки саме дрібному розміру черепашки, сприятливому для потайливого існування на безліссі. Тому наведені вище ознаки є лише головними, котрі характеризують екоморфи черепашки при мінливості видів або надвидових таксономічних груп і не охоплюють все різноманіття наземних молюсків України.

Знахідки найбільш стенобіонтних видів в співмешканнях наземних молюсків свідчать про залишки природної біоти на території України. Тому ці дані можна впевнено використовувати для індикації стану природних ландшафтів, різних природоохоронних заходів, пропозицій по створенню штучних рослинних угруповань і впливу зміни клімату останнього часу. Однак практичне застосування цих знахідок з фондів музею або інших установ нерідко обмежують недостатні і іноді відсутні дані про умови помешкання видів, на що потрібно звертати увагу багатьом дослідникам (хоча б дані GPS).

Список використаних джерел

1. Байдашников А. А. Морфологическая связь замыкательного аппарата с формой раковины Clausiliidae (Gastropoda, Pulmonata). *Вестн. зоологии*. 2003а. № 37 (1). С. 61-78.
2. Байдашников А. А. Морфологические предпосылки стенобионтности Clausiliidae (Gastropoda, Pulmonata). *Вестн. зоологии*. 2003б. № 37 (6). С. 49-63.

3. Байдашников А. А. Внутривидовая изменчивость у некоторых видов Clausiliidae (Gastropoda, Pulmonata) под влиянием условий обитания. *Вестн. зоологии*. 2005. № 39 (5). С. 37-47.
4. Байдашников А. А. Изменчивость наземных моллюсков крымского рода *Mentissa* (Gastropoda, Pulmonata, Clausiliidae). *Вестн. зоологии*. 2006. № 40 (4). С. 297-310.
5. Байдашников А. А. Внутривидовая изменчивость видов рода *Vestia* (Gastropoda, Pulmonata, Clausiliidae) в Украине. *Вестн. зоологии*. 2007. № 41 (4). С. 291-304.
6. Балашов И. А. Моллюски. Стеблеоки (Stylommatophora). *Фауна України*. Київ : Наук. Думка, 2016. № 29 (5). 592 с.
7. Kerney M. P., Cameron R. A. D., Jungbluth J. H. Die Landschnecken Nord- und Mitteleuropas. Hamburg; Berlin : Parrey, 1983. 384 p.

УДК 594.3 (477)

ПОХОДЖЕННЯ НАЗЕМНОЇ МАЛАКОФАУНИ СХІДНОЄВРОПЕЙСЬКОЇ РІВНИНИ

І. О. Балашов

Інститут зоології ім. І.І. Шмальгаузена НАН України
вул. Богдана Хмельницького, 15, Київ, 01030, Україна

На Східноєвропейській рівнині наразі поширені близько 135 сучасних видів 70 родів наземних молюсків, що імовірно є нативними для цієї території [2, 6, 7]. З неогенових відкладів Східноєвропейської рівнини відомі понад 160 видів 45 родів наземних молюсків [4], з яких наразі тут поширені не більше 10 видів (переважна більшість видів вимерлі). В четвертинних відкладах Східноєвропейської рівнини виявлено близько 80 видів наземних молюсків, з яких майже половина відома лише починаючи з верхнього плейстоцену [2, 3]. Серед цих видів з четвертинних відкладів відсутні повністю вимерлі та переважна більшість з них все ще зустрічається на Східноєвропейській рівнині [2, 3]. При цьому серед наземних молюсків, що відомі для Східноєвропейській рівнині з початку четвертинного періоду до сьогодення, немає таких, що наразі вважалися би ендеміками цієї території на видовому рівні [2, 6]. Також і серед окремих запропонованих ендемічних підвидів немає таких, чий таксономічний статус був би доведений молекулярно-філогенетичними дослідженнями. Таким чином, сучасна наземна малакофауна Східноєвропейської рівнини майже не має спільних рис з місцевою неогеновою малакофауною, сформувалася здебільшого протягом плейстоцену й позбавлена ендемізму.

Сучасне видове різноманіття наземних молюсків на Східноєвропейській рівнині зменшується з заходу на схід і за виключенням степової зони – з півдня на північ [2]. Найбільше нативних видів наземних молюсків на Східноєвропейській рівнині поширено на Подільській височині (понад 100,

близько 75% від усієї природної наземної малакофауни Східноєвропейської рівнини), від якої кількість видів поступово зменшується у східному, північному, північно-східному та південно-східному напрямках [2]. При цьому на височинах (Молдовська, Придніпровська, Середньоруська, Донецька, Валдайська, Приволзька, Словечансько-Овруцький кряж тощо) поширено дещо більше видів, ніж на проміжних низинах [2]. В крайніх південних, східних і північних низовинах Східноєвропейської рівнини поширено лише по 10-30 нативних видів наземних молюсків (зокрема на Кримській, Прикубанській, Прикаспійській, Заволзькій низовинах та на більшій частині зони тайги). Відповідно, у більшості видів наземних молюсків Східноєвропейської рівнини тут проходять східні межі ареалів. Близько 10 видів є поширеними лише в північній частині Східноєвропейської рівнини (зони тайги та тундри) та є залишками холодолюбної плейстоценової фауни, що мігрувала на північ з потеплінням клімату. З іншого боку близько 15 видів зустрічається здебільшого в степовій зоні й походять з південніших територій [2].

За характером ареалів нативних наземних молюсків Східноєвропейської рівнини можна розділити на 9 основних груп: голарктичні види (8), палеарктичні види (17), європейсько-центральноазійські види (15), європейські та суб-європейські види (понад 60), суб-карпатські види (14), суб-середземноморські види (1), понтійські та суб-понтійські види (5), суб-балканські види (5), суб-кавказькі види (4) та суб-кримські види (4).

Існуючі дані свідчать про те, що сучасна наземна малакофауна Східноєвропейської рівнини сформувалася значною мірою шляхом низки міграцій з Центральної Європи, а також в меншій мірі – з Балкан, Кримських гір та Кавказу. Палеонтологічні дані [3] свідчать про те, що більшість міграцій, які могли сформувати сучасну наземну малакофауну Східноєвропейської рівнини відбулася не раніше останнього міжльодовиков'я, тобто єємського інтергляціалу (бл. 115–130 тисяч років тому). Відсутність ендемізму вказує на значну динаміку наземної малакофауни Східноєвропейської рівнини протягом плейстоцену та ймовірні повторні хвилі міграцій одних й тих самих видів з рефугіумів в гірських системах на заході й півдні. Можна припустити, що за умов рівнини та тривалих періодів значних похолодань протягом плейстоцену низька мобільність наземних молюсків не дозволяла їхнім популяціям виживати достатньо довго для початку видоутворення, натомість мало місце повторне заселення з рефугіумів з-за меж рівнини, або принаймні з височин на її південному заході.

Міграції, що сформували наземну малакофауну Східноєвропейської рівнини відбувалися за 5 основними напрямками: (1) віслинським (через Середньоєвропейську рівнину на північ від Карпат), (2) карпатським, (3) балканським (через Молдавську височину), (4) кримським та (5) кавказьким. Не очевидним є значення перших трьох напрямків у відношенні міграцій з Центральної Європи. Поширення на Подільській височині 14 видів, що є спільними лише з Карпатами, ясно вказує на те, що велика кількість видів молюсків, перш за все мешканців лісів, мігрувала на рівнину на пряму з

Карпат. Однак на Східноєвропейській рівнині поширена значна кількість видів, що відсутні в Карпатах, чи принаймні на основному хребті Східних Карпат, але основні ареали яких пов'язані з Центральною Європою (Панонська рівнина, південний захід Середньоевропейської рівнини, Судети, північ Балкан тощо). Міграції таких видів відбувалися на Східноєвропейську рівнину довкола Карпат з півдня та півночі, за віслинським та балканським напрямками. Значення міграцій за віслинським напрямком представляється менш важливим через північніше розташування, але його своєрідність доводить поширення кількох видів, що повністю відсутні в Карпатах та південніших регіонах, перш за все *Discus rotundatus* (Müller, 1774). Індикаторами пізньоплейстоценових міграцій за балканським напрямком в глибину Східноєвропейської рівнини називалися зокрема *Laciniaria plicata* (Draparnaud, 1801) та *Sphyradium doliolum* (Bruguère, 1792) [1, 5]. За цим же напрямком імовірно заселили Східноєвропейську рівнину *Helix thessalica* Boettger, 1886 [7], *Deroceras sturanyi* (Simroth, 1894), *Discus perspectivus* (Megerle von Mühlfeld, 1816) та декілька «степових» видів. В деяких випадках розселення обмежалося на сході Дніпром (*S. doliolum*, *D. perspectivus*), але інші види що потрапили на Східноєвропейську рівнину за цим напрямком розповсюдилися на схід щонайменше Середньоруською височиною.

У випадках окремих родів молюсків, заселення Східноєвропейської рівнини подекуди відбулося за різними напрямками, видами що утворилися шляхом ізоляції в різних регіонах. Так у випадку степових молюсків роду *Helicopsis* Fitzinger, 1833 Східноєвропейську рівнину заселило 3 види – *H. filimargo* (Krynicky, 1833) з Кримських гір, *H. lunulata* (Krynicky, 1833) з півночі Балкан та *H. hungarica* (Soós & Wagner, 1935) з Панонської рівнини [6]. Тобто міграції видів цього роду відбулися на Східноєвропейську рівнину за кримським, балканським та, імовірно, віслинським напрямками.

В свою чергу, Східноєвропейська рівнина була проміжною ланкою для заселення близько 15 видами наземних молюсків Кримських гір та Кавказу. У відношенні Кримських гір найбільш індикативним щодо таких міграцій з рівнини є присутність там лісових видів роду *Macrogastrea* Hartmann, 1841, що відсутні в інших причорноморських регіонах. У випадку північно-причорноморського равлика *Helix albescens* Rossmässler, 1839 нещодавно було показане його кримське походження [8], а отже цей вид заселив Кавказ з Криму через Східноєвропейську рівнину.

Таким чином, сучасна природна наземна малакофауна Східноєвропейської рівнини позбавлена ендемізму та утворилася в ході інтер-та постгלאціальних міграцій з оточуючих гірських систем на заході та півдні.

Список використаних джерел

1. Байдашников О. О. Наземна малакофауна Українського Полісся. Формування сучасних малакокомплексів. *Вісник зоології*. 1996. № 3. С. 3-13.
2. Балашов І. О. Молюски. Стебельчастооки (Stylommatophora). *Фауна України*. Київ : Наукова думка, 2016. № 5 (29). 592 с.
3. Куниця М. О. Природа України в плейстоцені (за даними малакофауністичного аналізу). Чернівці : Рута, 2007. 240 с.

4. Присяжнюк В. А. Наземні молюски неогенових відкладів України. *Геологічний журнал*. 2020. № 4 (373). С 17-33.
5. Balashov I., Levenets T., Markova A., Kramarenko A., Kramarenko S. Land snail *Sphyradium doliolum* (Stylommatophora Orculidae) in Ukraine and Moldova: distribution, habitats, variability and origin. *Zoodiversity*. 2023. Vol. 57. № 1. P. 29-40.
6. Balashov I., Neiber M., Hausdorf B. Phylogeny, species delimitation and population structure of the steppe inhabiting land snail genus *Helicopsis* (Gastropoda: Geomitridae) in Eastern Europe. *Zoological Journal of the Linnean Society*. 2021. Vol. 193. № 3. P. 1108-1125.
7. Korábek O., Adamcová T., Pročková M., Petrušek A., Hausdorf B., Juříčková L. In both directions: Expansions of European land snails to the north and south from glacial refugia. *Journal of Biogeography*. 2023. Vol. 50. № 4. P. 654-668.
8. Korábek O., Balashov I., Neiber M., Walther F., Hausdorf B. The Caucasus is neither a cradle nor a museum of diversity of the land snail genus *Helix* (Gastropoda, Stylommatophora, Helicidae), while Crimea is home to an ancient lineage. *Zoosystematics and Evolution*. 2023. Vol. 99. № 2. P. 535-543.

УДК 594.38 (477)

НАЗЕМНІ МОЛЮСКИ, АРЕАЛИ ЯКИХ В УКРАЇНІ РОЗШИРИЛИСЯ НА ПІВНІЧ ЗА РАХУНОК АНТРОПОХОРІЇ

Н. В. Гураль-Сверлова, Р. І. Гураль

Державний природознавчий музей НАН України
вул. Театральна, 18, Львів, 79008, Україна

В публікації наведено огляд видів, які до 1990-х рр. були відомими в Україні лише з південних областей або навіть виключно з Криму, проте більш або менш суттєво розширили свої ареали завдяки антропохорії та глобальним кліматичним змінам. Текст підготований на підставі власних багаторічних (1994-2023 рр.) досліджень наземної малакофауни в різних регіонах України, численних фондових матеріалів Державного природознавчого музею НАН України у м. Львові (надалі в тексті – ДПМ НАНУ), зборів інших дослідників, літературних джерел від першої половини ХІХ ст. до сьогодення, а також критичного аналізу спостережень у двох базах даних громадянської науки iNaturalist та UkrBIN (Ukrainian Biodiversity Information Network).

***Brephulopsis cylindrica* (Menke, 1828).** Кримський вид, перші знахідки в Одеській, Херсонській, Запорізькій областях були зроблені ще на початку ХХ ст. Зараз широко розповсюджений у степовій зоні України, окремі знахідки відомі також у Києві та околицях (Боярка), Львові, Рівному, НПП Подільські Товтри (Хмельницька обл.), на півдні Полтавської (Кременчук) та півночі Харківської (Чугуїв) областей.

***Brephulopsis bidens* (Krynicky, 1833).** Кримський вид, досі відомі лише 4 знахідки поза межами Криму: в Одеській (Тимкове, 1996 р.), Херсонській (Чаплинка, 1990 р. та Стокопані, 2020 р.) і Запорізькій (Бурчак, 2017 р.) областях.

***Mentissa gracilicosta* (Rossmässler, 1836).** Як усі представники цього роду, є ендеміком гірського Криму. У 1994 р. був знайдений біля Тещинового мосту в Одесі, разом з двома іншими видами наземних моллюсків, явно завезеними з Криму (імовірна спільна інтродукція), та описаними нижче.

***Cecilioides raddei* (Boettger, 1879).** Майже до самого кінця ХХ ст. був відомий в Україні лише з Криму. У 1990-х рр. було виявлено два місцезнаходження в Одеській області – біля Тещинового мосту разом з *M. gracilicosta* та у штучному лісі на крутих схилах правого берегу Дністровського лиману між селами Молога і Семенівка (ландшафтний заказник Лиманський).

***Phenacolimax annularis* (Studer, 1820).** В Україні поза межами Криму вперше був виявлений на межі ХХ і ХХІ ст. – біля Тещинового мосту в Одесі, разом з описаними вище *M. gracilicosta* та *C. raddei*. У 2017-2020 рр. був неодноразово знайдений у різних районах Запорізької області, зібрані матеріали зберігаються зараз у малакологічному фонді ДПМ НАНУ.

***Oxychilus deilus* (Bourguignat, 1857).** В Україні поза межами Криму вперше був виявлений в 1978 р. у дендропарку Асканія-Нова. У фондах ДПМ НАНУ зберігаються пізніші збори цього виду з того самого локалітету, датовані початком ХХІ ст., та одна вибірка з парку Дубовий Гай, Запоріжжя (2017 р.)

***Tandonia cristata* (Kaleniczenko, 1851).** В Україні зустрічається переважно в гірському Криму, де, на думку різних авторів, може бути нативним або адвентивним видом, який тяжіє до синантропізації. У другій половині ХХ ст. був вказаний для Одеси та околиць Ужгорода (поки що єдина відома знахідка *T. cristata* в Закарпатській області). Від початку ХХІ ст. був виявлений також у деяких інших локалітетах Одеської та Запорізької (Василівка) областей.

***Tandonia kusceri* (Wagner, 1931).** Балканський вид, не пізніше ХІХ ст. завезений до Одеси, звідки був описаний як *Amalia rossica* Lindholm, 1908. Наприкінці ХХ – на початку ХХІ ст. виявлений у деяких інших локалітетах Одеської та Миколаївської областей, а також у околицях Сімферополя у Криму. У 2018 р. вперше зареєстрований на заході України (Виноградів, Закарпатська обл.), на початку 2020-х рр. знайдений у Києві та Радивиліві (Рівненська обл.). У базах даних є окремі спостереження *T. kusceri* також з Херсонської, Дніпропетровської, Хмельницької, Вінницької, Харківської областей, датовані 2019-2023 рр., проте вони вимагають додаткового анатомічного підтвердження.

***Limacus maculatus* (Kaleniczenko, 1851).** Частиною природного ареалу вважають Крим і Кавказ, можливо – також Донецьку височину на південному сході України. Проте в Україні поза межами Криму був вперше відмічений лише у 1990-х рр. Зараз достовірно (з використанням анатомічних ознак)

зареєстрований у Житомирській, Київській, Донецькій, Луганській, Запорізькій, Миколаївській, Одеській і Херсонській областях.

***Limacus flavus* (Linnaeus, 1758).** Лише за зовнішнім виглядом неможливо надійно відрізнити від попереднього виду. З другої половини ХХ ст. відомі достовірні знахідки в Одесі та на Південному узбережжі Криму. Від початку ХХІ ст. був зареєстрований також у Львівській, Рівненській, Хмельницькій, Житомирській, Київській, Кіровоградській, Черкаській, Запорізькій, Запорізькій та Херсонській областях, деяких інших локалітетах Одеської області. Поки що не підтверджена присутність цього виду в Закарпатській області, для якої він був згаданий ще в середині ХХ ст.

***Deroceras caucasicum* (Simroth, 1901).** Кавказький вид, у другій половині ХХ ст. був вказаний для Криму. Припускали, що частиною його природного ареалу може бути Донецька височина. Від початку ХХІ ст. був неодноразово зареєстрований у східних (Донецька, Луганська, Харківська), центральних (Київська, Дніпропетровська, Житомирська) і західних (Львівська, Закарпатська, Хмельницька, можливо, Рівненська) областях України.

***Krynickillus melanocephalus* Kaleniczenko, 1851.** Кавказький вид, у другій половині ХХ ст. був вказаний для гірського Криму. У 1998 р вперше виявлений у Києві, у 2000 р. у Львові. Пізніше зареєстрований в інших локалітетах західних (Львівська, Івано-Франківська, Закарпатська, Хмельницька, Рівненська, Волинська, можливо, Чернівецька), центральних (Київська, Житомирська, Вінницька, Черкаська, Полтавська, Сумська) та східних (Донецька, Луганська, Харківська) областей України.

***Xeropicta derbentina* (Krynicki, 1836).** Майже до самого кінця ХХ ст. був відомий в Україні лише з Криму. Починаючи з 1990-х рр., цей вид почали усе частіше знаходити у степовій зоні України поза межами Кримського півострова. Зараз широко розповсюджений на півдні України, від Одеської області на заході до Донецької на сході. Відомі також окремі знахідки в Луганській, Дніпропетровській, Полтавській, Вінницькій, Закарпатській, з великою імовірністю – також у Черкаській та Харківській областях.

***Xeropicta krynickii* (Krynicki, 1833).** Вперше згаданий для околиць Одеси ще на початку ХХ ст. Проте, на відміну від *X. derbentina*, сучасне розповсюдження цього виду в Україні за межами Криму досі залишається обмеженим майже виключно приморськими територіями. Далі від морських узбережь *X. krynickii* просувається переважно вздовж лиманів або русел великих річок. Найпівнічніші з відомих знахідок зроблені вздовж нижньої течії Дніпра – у містах Василівка та Запоріжжя, де на мікроклімат заселених біотопів могла додатково впливати близькість Каховського водосховища.

***Monacha fruticola* (Krynicki, 1833).** Природний ареал, очевидно, обмежений Кримом. Перша описана в літературі знахідка поза межами Криму (Одеса та околиці) датована 1959 р. Зараз є широко розповсюдженим на півдні України від Одеської до Запорізької області. Відомі також знахідки цього виду в Донецькій, Луганській, Дніпропетровській, Кіровоградській, Черкаській, Київській (Київ та околиці) та Львівській (Львів та околиці) областях.

***Monacha cartusiana* (O. F. Müller, 1774).** Субсередземноморський вид, вперше згаданий для півдня України поза межами Криму лише в середині ХХ ст., для гірського Криму значно раніше (наприкінці ХІХ ст.). Швидко розселяється Україною, чому може сприяти автотранспорт. Вже виявлений у більшості адміністративних областей України, за винятком Вінницької, Кіровоградської, Полтавської та Сумської.

***Eobania vermiculata* (O. F. Müller, 1774).** Середземноморський вид, завезений людьми до Криму. У 1990 р. був вперше зареєстрований в Одеській області, де почав розселятися вздовж Кароліно-Бугазької коси. Відомі також поодинокі знахідки цього виду в Донецьку (ботсад, 2006 р.), Мелітополі (2017 р.) та Одесі (2023 р.).

***Helix lucorum* Linnaeus, 1758.** Середземноморський вид, імовірно, завезений до Криму ще грецькими колоністами. Молюсків з типовим для гірського Криму забарвленням черепашки (слабко помітні спіральні та добре виражені темні радіальні смуги) відмічали в Запоріжжі (2016 р.), Мелітополі (починаючи з 2017 р.) та Києві (2023 р.). Водночас на початку ХХІ ст. в Одесі, Дніпропетровській (Покров), Херсонській (Генічеська Гірка) і Тернопільській (Чортків) областях знаходили особин *H. lucorum* не-кримського походження, з чіткими спіральними смугами, у Чорткові – інтродукованих з Франції.

***Helix albescens* Rossmässler, 1839.** Згідно останніх досліджень, є видом кримського походження, частиною природного ареалу якого може бути також Кавказ. Протягом ХХ ст. в Україні поза межами Криму цей вид знаходили виключно в південних областях (Одеська, Миколаївська, Херсонська, Запорізька, Донецька). Від початку ХХІ ст. з'явилися окремі повідомлення також з Києва (2006 р.), Луганської, Дніпропетровської, Полтавської, Кіровоградської та Харківської області.

УДК 575.826: 594.124(262.5)

ВИКОРИСТАННЯ ПОПУЛЯЦІЙНИХ ПОКАЗНИКІВ МІДІЙ В ЦІЛЬОВОМУ ПРИЗНАЧЕННІ ЕКОПОЗИТИВНИХ КОНСТРУКЦІЙ ПРИБЕРЕЖНИХ АКВАТОРІЙ

С. В. Стадніченко

Державна установа «Інститут морської біології НАН України»
вул. Пушкінська, 37, Одеса, 65048, Україна

На твердих субстратах в прибережній частині північно-західного шельфу Чорного моря широко представлений мідієвий зооценоз, який характеризується найбільшою щільністю і біомасою гідробіонтів. Фільтраційна діяльність його населення, насамперед мідій, сприяє осіданню, нейтралізації і трансформації різноманітних речовин, які забруднюють море, і патогенних мікроорганізмів, оздоровлюючи тим самим морське середовище.

Двостулковий молюск *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819 є одним з наймасовіших видів молюсків-фільтраторів, який споживає дрібні планктонні організми і зважений детрит, істотно освітлює води, звільняючи їх від суспензії і збагачуючи розчиненими органічними речовинами, необхідними для розвитку донних фітоценозів. Утворюючи щільні скупчення, мідія впливає на структуру донних угруповань, створює додатковий жорсткий субстрат для укриття риб та інших гідробіонтів. Також чорноморська мідія, завдяки високим смаковим якостям і лікувально-профілактичним властивостям, зарекомендувала себе як об'єкт промислу і марікультури.

Значний вплив на природні поселення мідій надає комплекс різноманітних антропогенних факторів. Інтенсивний вилов риби донними тралами призводить до руйнування донних біоценозів, зокрема природних поселень мідії. Найбільш значущим антропогенним фактором є евтрофування морської води, що викликає замори бентосу і впливає на всі поселення мідій Чорного моря, змінюючи структурні та функціональні характеристики популяції молюска. Таки великі замори бентосу, що охоплюють значні ділянки північно-західного шельфу Чорного моря, призвели до зниження чисельності цього молюска і зникнення величезних мідієвих біоценозів, які раніше існували на глибинах понад 10 м і забезпечували належну якість прибережних вод. Порівняно з періодом часу 1994-1999 рр. [3] за період 2005-2015 рр. середня чисельність мідії зменшилася у 1,2 рази, а біомаса – у 2,4 рази [2].

Отримання продукції мідій представляється потенційною можливістю використання біологічної сировини для різноманітних екологічних і економічних завдань, які пов'язані з основними завданнями Водної Рамкової Директиви (WFD, 2000/60/EC) та Морської Стратегії (MSFD, 2008/56/EC) у досягненні доброго екологічного стану морських вод за критеріями Європейського Союзу. Важливим інструментом поліпшення екологічного стану

морських екосистем України є розробка методів біотехнологічного управління якістю води за допомогою створення різноманітних екопозитивних конструкцій.

Для прогнозування продукційних можливостей виду *M. galloprovincialis* при розміщенні екопозитивних конструкцій у вигляді берегозахисних, навігаційних конструкцій, пристроїв для вирощування гідробіонтів або спеціально створених штучних рифів в прибережних районах північно-західної частини Чорного моря з різним ступенем евтрофування необхідно мати уявлення про продуктивність мідійних поселень, швидкість зростання та тривалість життя молюска в цих умовах. Для цього було проаналізовано структурно-функціональні характеристики поселень мідії з твердих субстратів в Каркінітській затоці, в Одеському морському районі, в Придунайському районі, як районів з низьким, помірним і високим ступенем евтрофування відповідно [1].

Середня біомаса мідій в поселеннях аналізованих районів варіює в широких межах – від 941 г·м⁻² в Придунайському районі до 7755 г·м⁻² в Каркінітській затоці. Мінімальні значення продукції, чисельності та середньої маси особини характерне поселенням мідії Придунайського району. Для цього району виявлено максимальне значення річного продукційного коефіцієнту (*PВ*), яке дорівнює 2,2. Високі значення *PВ*-коефіцієнту характерні поселенням молюска, де спостерігається нижча тривалість життя або мінімальна маса мідії в поселенні, що характерно нестационарним поселенням мідії. В Одеському районі та в Каркінітській затоці *PВ*-коефіцієнт склав 0,72 і 0,65 відповідно. Виживаність мідій Придунайського району не перевищує 31,8%, в Одеському районі складає 50,3%, у Каркінітській затоці – 52,2%.

Аналіз швидкості росту мідії в Одеському та Придунайському районах виявив їх відмінності – довжини 40 мм в акваторії Одеського району молюски досягали в середньому за 2,2 року, в Придунайському – вже за 3,6 року. Відрізняються показники максимального та середнього віку мідій даних районів. Якщо для Одеського району ці показники складають, відповідно, 7 і 1,7 року, то для Придунайського району – 5 і 1,3 року відповідно. Для Каркінітської затоки зафіксовано максимальний вік мідій, який становить 16 років. Модальним віковим класом є 6-річки, цьоголітки та річники складають лише 18,5% від загальної чисельності молюсків у поселенні, що свідчить про недостатній рівень поповнення молоддю та відтворення природних поселень мідій у Каркінітській затоці, які характеризуються скупченням розряджених, мозаїчно розташованих поселень великих мідій довжиною від 57 до 71 мм, частка особин цієї довжини сягає 30%. У сучасних умовах антропогенного навантаження північно-західного шельфу Чорного моря максимальна тривалість життя та рівень виживаності виявлене для мідій *M. galloprovincialis* в донних природних поселеннях Каркінітської затоки.

Залежність продукційних характеристик мідій від екологічних умов існування їх поселень необхідно враховувати в цільовому призначенні екопозитивних конструкцій прибережних акваторій. Для відновлення природних поселень мідії в мілководній північно-західній частині Чорного моря необхідно штучно збільшувати площу твердих субстратів, на яких молодь молюска зможе осісти та утворити нові поселення. Визначено, що на різному матеріалі штучного

субстрату (труби з заліза, з полівінілхлориду (ПВХ); сітки – капронова, ПВХ; твердий субстрат – бетон) популяційні показники мідії відрізняються – виявлено перевагу в рівні виживаності на бетоні та сітці з полівінілхлориду (ПВХ) [1]. Сітку ПВХ можливо рекомендувати як первинний субстрат для осідання молоді молюсків, тому що для неї зафіксовано найбільшу щільність обростання субстрату, однак виживаність мідій тут нижча, ніж на бетоні. Найсприятливіші умови для поселень мідій в обростанні твердого субстрату природного походження виявлено на глибині 6 м, з максимальними значеннями біомаси та середньої загальної маси особини, рівня виживаності і фільтруючої активності молюсків в поселенні, що необхідно враховувати при розміщенні екопозитивних конструкцій (штучних рифів).

Оптимізація вирощування і збільшення площі покриття мідіями за допомогою встановлення екопозитивних конструкцій сприятиме збереженню різноманіття та підтримання стабільного стану біоти та рекреаційного потенціалу морських узбереж в Чорному морі. Для акваторій з помірним і низьким ступенем евтрофування можливе встановлення штучних рифів для відтворення поселень мідій з метою отримання сировинної бази для дієтичної і лікувально-профілактичної продукції. В районах з високим ступенем евтрофування можливе розміщення штучних рифів для отримання продукції гідробіонтів лише в технічних цілях для очищення та поліпшення рекреаційних можливостей прибережної зони моря.

Список використаних джерел

1. Стадніченко С. В., Мінічева Г. Г., Демченко В. О. Визначення біотехнологічних показників для проектування і розміщення екопозитивних конструкцій в морських екосистемах України : метод. реком. Херсон : ОЛДІ-ПЛЮС, 2021. 70 с.
2. Воробьева Л. В., Кулакова И. И., Синегуб И. А. Одесский регион Черного моря: гидробиология пелагиали и бентали : монограф. отв. ред. Б. Г. Александров. Одесса : Астропринт, 2017. 324 с.
3. Синегуб И. А., Рыбалко А. А. Состояние макрзообентоса Одесского региона Черного моря в период 1994–1999 гг. *Наук. зап. Терноп. пед. ун-ту. Серія: Біологія. Спеціальний випуск: Гідроecологія*. 2001. № 3 (14). С. 157-158.

УДК 594:504.61(477.64)

РИЗИКИ ЗНИКНЕННЯ ПОНТО-КАСПІЙСЬКИХ МОЛЮСКІВ В ЗОНІ ВПЛИВУ КАХОВСЬКОЇ КАТАСТРОФИ

М. О. Сон., І. В. Шевченко, Г. М. Моргун, Р. В. Мігас

Державна установа «Інститут морської біології НАН України»
вул. Пушкінська, 37, Одеса, 65048, Україна

Унікальна водна понто-каспійська біота Чорноморського басейну перебуває в занепаді, про що свідчить аналіз фауни молюсків як модельної групи шляхом порівняння ситуації в усіх ключових районах для ХХ та ХХІ століть.

Визначено та задокументовано помітне зменшення кількості видів та угруповань, зумовлене перекрыттям річок дамбами та модифікацією оселищ (що порушило попередній природний режим солоності), забрудненням та евтрофікацією, інвазійними чужорідними видами та змінами клімату [1].

Ключовим новим ризиком для понто-каспійської реліктової фауни під час війни стала т.з. «Каховська катастрофа» – масштабні наслідки руйнування греблі Каховського водосховища, які охопили велику кількість різних водних об'єктів в басейнах Дніпра, Південного Бугу, причорноморських лиманів та північно-західній частині Чорного моря. В результаті антропогенного впливу зазнали різноманітні оселища понто-каспійської реліктової фауни: штучні екосистеми водосховища, Північно-Кримського каналу та іригаційних систем зазнали осушення; річкові русла Нижнього Дніпра, Інгульця, Південного Бугу, Інгулу опинилися в зоні підтоплення та на різних ділянках пов'язаного замулення, забруднення, руйнування оселищ, підвищення мінералізації тощо; дельта Дніпра та Дніпровсько-Бузький лиман опинилися в зоні підтоплення, замулення, забруднення, руйнування оселищ, мав місце масовий винос бентосних організмів разом з відірваними очеретяними острівками та планктонних організмів, зокрема личинок понто-каспійських моллюсків; клин прісної води викликав опріснення та прогрівання уздовж морського узбережжя та короткострокову летальну токсичність; район виходу сотень карстових джерел навколо греблі водосховища потенційно зазнав замулення та руйнування оселищ.

Безпосередньо перед війною також мала місце екологічна катастрофа, пов'язана з проникненням мас морської води в пониззя Південного Бугу та Інгулу, яка вірогідно призвела до масової загибелі понто-каспійських реліктів.

На даний момент понто-каспійські моллюски недостатньо охоплені природоохоронним законодавством, за виключенням Червоної книги України. За незрозумілими причинами міжнародними документами (зокрема, переліками МСОП) не охоплені *Cardiidae*, а в Бернській конвенції понто-каспійські види представлені осетровими як парасольковими видами, а визначення важливих оселищ не мають достатнього рівня деталізації [2].

За нашими даними, в зоні Каховської катастрофи опинилися популяції наступних моллюсків понто-каспійського комплексу: *Adacna fragilis* Milaschewitch, 1908; *Monodacna colorata* (Eichwald, 1829); *Adacna relictata* Milaschewitsch, 1916; *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771); *Dreissena bugensis* (Andrusov, 1897); *Theodoxus fluviatilis* (Linnaeus, 1758); *Theodoxus velox* V. Anistratenko in O. Anistratenko et al., 1999; *Clathrocaspia knipowitschii* (Makarov, 1938); *Clessiniola variabilis* (Eichwald, 1838); *Laevicaspia lincta* (Milaschewitsch, 1908).

У випадку зникнення, скорочення ареалів чи погіршення стану оселищ, для таких видів прогнозується підвищення консерваційного статусу (ризиків зникнення) за класифікацією МСОП в результаті зміни ареалів за критеріями “Area of occurance” та “Extent of occurrence”.

Найбільш високими в зоні катастрофи є ризики для чутливих видів з обмеженими ареалами, популяції яких і до цього зменшувались в первинному ареалі: *A. fragilis*, *A. relictata*, *C. knipowitschii*, *C. variabilis*, *L. lincta* (проте, для

A. fragilis та *C. knipowitschii* це компенсується інвазіями в нові регіони в останні десятиліття).

Список використаних джерел

1. Gogaladze A., Son M. O., Lattuada M., Anistratenko V. V., Syomin V. L., Pavel A. B., Popa O. P., Popa L. O., ter Poorten J.-J., Biesmeijer J. C., Raes N., Wilke T., Sands A. F., Trichkova T., Hubenov Z. K., Vinarski M. V., Anistratenko O. Y., Alexenko T. L., Wesselingh F. P. Decline of unique Pontocaspian biodiversity in the Black Sea Basin: A review. *Ecology and Evolution*. 2021. №11 (19). P. 12923-12947.

2. Gogaladze A., Biesmeijer J. C., Son M. O., Marushchak O., Wesselingh F. P., Lattuada M., Sandu C., Albrecht C., Mihailescu S., Raes N. Legal Framework for Pontocaspian Biodiversity Conservation in the Danube Delta (Romania and Ukraine). *Frontiers in Conservation Sciences*. 2022. № 3:814781. P. 1-16.

УДК 594.141

**МОНІТОРИНГ ПРІСНОВОДНИХ ДВОСТУЛКОВИХ
МОЛЮСКІВ: ВИКЛИКИ ТА НЕОБХІДНІСТЬ УНІФІКАЦІЇ
ПІДХОДІВ ПРИ ПРОВЕДЕННІ ДОСЛІДЖЕНЬ У ЄВРОПІ, У ТОМУ
ЧИСЛІ В УКРАЇНІ (СТРАТЕГІЯ 2024-2028 РОКИ)**

Л. М. Шевчук¹, Л. А. Васільєва¹, Л. В. Билина², Т. Зайонц³, К. Зайонц³

¹ Державний університет «Житомирська політехніка»
вул. Чуднівська, 103, м. Житомир, 10005, Україна

² Бердичівський медичний фаховий коледж
вул. Шевченка, 14, м. Бердичів, Житомирська обл., 13300, Україна

³ Institute of Nature Conservation, Polish Academy of Sciences
al. Adama Mickiewicza 33, 31-120 Kraków, Poland

Одна з ключових перешкод для збереження зникаючих прісноводних двостулкових молюсків полягає в обмеженості знань, досвіду та розуміння основ їхньої біології та поширення. Наявні дані нерівномірно охоплюють різні види та регіони, а відсутність стандартизованих методів моніторингу та визначення багатьох видів цих молюсків, як у польових умовах, так і в лабораторіях, поглиблює ці прогалини. Причини багатьох масових вимирань прісноводних двостулкових молюсків залишаються не з'ясованими, а значне скорочення їхніх популяцій у Європі не привертає належної уваги [2, 7-9].

Незважаючи на наявність певних ідентифікаційних інструментів для деяких видів і регіонів прісноводних двостулкових молюсків, багато видів не мають відповідних визначників [1, 4]. Існує нагальна потреба у стислому та вичерпному ілюстрованому ідентифікаційному ключі для всіх нині відомих європейських видів прісноводних двостулкових молюсків, що включав би інформацію про таксономію та поширення. Такий ключ має бути доступним в Інтернеті та у формі польового путівника як на загальноєвропейському, так і на національному рівнях з перекладом іншими мовами.

Для багатьох ключових видів бракує інформації про таксономію, поширення, загрози та види риб, на яких розвивається личинка глохидій (для перлівницевих) [3, 4, 10]. Такі види, як представники родини Sphaeridae, надзвичайно складні для ідентифікації через їхні дрібні розміри [1]. Деякі з них, такі як *Sphaerium solidum* та *S. rivicola*, у Європі опинилися під загрозою зникнення, однак їх вимирання залишається майже непоміченим, оскільки малакологів, які вивчають цю групу молюсків, вкрай мало.

Гостро постає необхідність стандартизації методів моніторингу європейських прісноводних двостулкових молюсків [7-9]. Як і у випадку з інструментами ідентифікації, існують певні сучасні методи моніторингу європейських прісноводних двостулкових молюсків, однак вони не є широко апробованими та доступними. Важливо зазначити, що одні й ті самі методи не можуть бути універсальними для всіх географічних регіонів, оселищ і видів. Саме тому відсутність базових стандартів призводить до використання некоректних методологій, які не забезпечують отримання надійної інформації. Брак обміну інформацією між країнами та експертами з двостулкових молюсків спричинив різні підходи, тоді як спільні зусилля повинні бути спрямовані на створення стандартизованих протоколів для таксонів по всій Європі.

Існує нагальна потреба у підготовці експертів з прісноводних молюсків в Європі. Хоча для багатьох видів двостулкових молюсків та/або регіонів потрібні додаткові дослідження та моніторинг, існує значний дефіцит експертів з цієї групи організмів. Залучення студентів до вивчення прісноводних двостулкових молюсків є складним завданням, оскільки науковці, зазвичай, мають зосереджуватися на темах, що публікуються у високоімпактних журналах, тоді як студентів більше приваблюють більш «харизматичні» групи тварин (великі ссавці-хижакі або птахи). Фінансування, навчання та підвищення обізнаності про прісноводних двостулкових молюсків для зацікавлених сторін, які працюють в їхніх середовищах існування (наприклад, співробітники природоохоронних органів або рейнджери парків), часто є обмеженими або взагалі відсутніми. Відсутність експертів, здатних ідентифікувати таксони прісноводних двостулкових молюсків, створює явний дефіцит даних для багатьох видів.

Однією з ключових причин такої ситуації є відсутність цікавих дидактичних матеріалів, які б пробуджували інтерес у молодих натуралістів, які часто продовжують свої юнацькі захоплення у подальшій науковій кар'єрі. Існують можливості підвищити обізнаність суспільства про прісноводних молюсків шляхом створення короткометражних фільмів, мультфільмів та якісних презентацій для вчителів і науковців в епоху Інтернету. Однак для цього потрібні стратегія, навички та фінансування, чого важко досягти на національному рівні. Можливим рішенням може стати розвиток загальноєвропейської неурядової організації, діяльність якої буде присвячена цій проблемі.

Європейський сектор неурядових організацій має значний інтерес щодо вивчення прісноводних молюсків. У деяких країнах існує давня традиція інтересу до природничої історії, що відображається у потужних тенденціях (наприклад, Малакологічне товариство Лондона), які можуть фінансувати

невеликі гранти та організовувати міжнародні зустрічі. У західноєвропейських країнах щоденний контакт з морепродуктами призводить до усвідомлення суспільством важливості молюсків. Проте у Центральній та Східній Європі немає великих малакологічних асоціацій. Найбільшою є Польська асоціація малакологів, заснована в 1995 році, яка налічує понад 60 членів.

Ці труднощі загострюються, коли пишуться оцінки впливу на навколишнє середовище та інші оцінки. Загалом, там, де даних недостатньо, визначення потенційних ризиків для двостулкових молюсків може вимагати високого рівня досліджень та аналізу. Без важливого рівня базових знань, які допоможуть провести необхідне оціночне дослідження, вимоги та ризики для двостулкових молюсків можуть бути повністю проігноровані.

Прісноводні двостулкові молюски є чутливими до забруднення водою. Їхня особливість закривання стулок у несприятливих умовах може бути використана для постійного моніторингу якості води за допомогою молюсків, прикріплених до комерційних вальвометрів, які генерують сигнал тривоги у разі синхронного закривання стулок як реакції на забруднення. Такі системи часто застосовуються для моніторингу якості прісних вод. Наприклад, у Польщі кожне велике місто обладнане системою спостереження з використанням прісноводних молюсків. Однак дані про наявність прісноводних молюсків, зібрані в рамках національних систем моніторингу якості води, не використовуються для цілей їх збереження.

Прісноводні молюски також використовуються у багатьох країнах Європи з метою планування заходів охорони природи. Зазвичай, об'єктами моніторингу є види, що охороняються Оселищною директивою ЄС, тоді як решта видів моніторяться час від часу, за наявності коштів (переважно це *Unio crassus*). Деякі найбільш зникаючі види молюсків не моніторяться взагалі або час від часу особами без належної експертної підготовки. До того ж, практика такого моніторингу не є загальною для всіх європейських країн [6, 7].

Нещодавній розвиток методик аналізу екологічної ДНК (e-ДНК) дозволяє використовувати цей інструмент для виявлення видів (включно з криптичними); полегшує розуміння видових ареалів прісноводних молюсків та їхніх риб-господарів, а також перекриття цих ареалів. Однак, це не вирішує проблему моніторингу стану оселищ молюсків та виявлення екологічних факторів, що створюють загрози для цієї групи організмів.

Більшість програм моніторингу прісних вод розроблено з акцентом на якість питної води, тому вони зосереджені на хімічному та біологічному забрудненні, а не на гідрологічних аспектах водозбірних басейнів, хоча ці проблеми водозбору негативно впливають на прісноводних молюсків. Водна рамкова директива ЄС вимагає проведення оцінки гідроморфологічної якості поверхневих вод та якості підземних вод [5]. Однак, здійснені оцінки в багатьох випадках виявляються неадекватними для охорони зникаючих видів прісноводних молюсків. Розбіжності між гідроморфологічними оцінками та оцінками підземних вод щодо відновлення рівня вологості водозбору для забезпечення адекватної придонної швидкості течії та захисту від наносів під час посухи та слабкої проточності в деяких випадках є екстремальними. Наприклад,

в Ірландії понад 3 мільйони особин *Margaritifera margaritifera* перебувають під загрозою зникнення через недостатній рівень ґрунтових вод та інші гідроморфологічні порушення у водозборах, які за оцінками Водної Рамкової Директиви були визнані "добрими". Цю проблему можна вирішити шляхом належної інтеграції оцінки стану прісноводних молюсків з оцінкою стану водозбірних басейнів.

Отже, існує нагальна потреба в інтегрованому підході, який би поєднував новітні молекулярно-генетичні методи з традиційними гідробіологічними та гідрологічними оцінками для забезпечення ефективного моніторингу прісноводних молюсків та їхніх оселищ у водозбірних басейнах на всій території Європи.

Список використаних джерел

1. Шевчук Л. М., Билина Л. В. Види молюсків родини Pisidiidae (Mollusca, Bivalvia) у водоймах та водотоках півночі правобережного Полісся України та характеристика умов їх оселення. Запоріжжя : Acta Biologica Ukrainica, 2022. № 1. Р. 41-50.
2. Шевчук Л. М., Билина Л. В., Васільєва Л. А. Збереження біорізноманіття нативних двостулкових молюсків України (Mollusca, Bivalvia) як необхідність дотримання вимог оселищної концепції та реалізації стратегії сталого розвитку. *Екологічні науки*. 2023. № 5 (50). С. 153-161.
3. Шевчук Л. М., Васільєва Л. А., Зайонц Т. А. Вразливий вид двостулкових молюсків фауни України *Pseudanodonta complanata*: поширення, стан поселень. *Український журнал природничих наук*. 2022. № 1. С. 34-42.
4. Шевчук Л. М., Васільєва Л. А., Пампура М. М., Межжерін С. В. Перлівницеві (Unionidae) України: ресурсна оцінка (чисельність, динаміка ареалів, особливості репродукції). *Вестник зоології*. 2019. № 37. С. 1-92.
5. Carvalho L., et al. Protecting and restoring Europe's waters: An analysis of the future development needs of the Water Framework Directive. *Science of the Total Environment*. 2019. № 658. Р. 1228-1238.
6. IUCN. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2022-2. [Електронний ресурс]. URL.:<https://www.iucnredlist.org> (дата звернення: 19.05.2023).
7. Lopes-Lima M., et al. Major shortfalls impairing knowledge and conservation of freshwater molluscs. *Hydrobiologia*. 2021. № 848. Р. 2831-2867.
8. Lopes-Lima M., et al. Conservation of freshwater bivalves at the global scale: diversity, threats and research need. *Hydrobiologia*. 2018. № 810. Р. 1-14.
9. Lopes-Lima M., et al. Conservation status of freshwater mussels in Europe: state of the art and future challenges. *Biological Reviews*. 2017. № 92. Р. 572-607.
10. Shevchuk L., Bylyna L., Urbanska M. Species composition in assemblages of the family Unionidae Rafinesque, 1820 as an indicator of ecological changes in water bodies of Central Polissia, Ukraine. *Folia malacologica*. 2023. № 31 (2). Р. 83-90.

СЕКЦІЯ 4. МАЛАКОТОКСИКОЛОГІЯ

УДК 594.38:574:64

ВПЛИВ ІОНІВ ХРОМУ (III) НА ШВИДКІСТЬ ДОБОВОЇ АСИМІЛЯЦІЇ КОРМУ СТАВКОВИКІВ

О.М. Василенко, О.В. Родіонова

Житомирський державний університет імені Івана Франка,
вул. Велика Бердичівська, 40, Житомир, 10008, Україна

Іони хрому (III) потрапляють до поверхневих вод через видобуток з мінералів, таких як хроміт та уваровіт. Значні обсяги цих іонів можуть потрапляти у водойми через стічні води гальванічних, фарбувальних цехів текстильних підприємств, шкіряних заводів і підприємств хімічної промисловості. Зменшення концентрації іонів хрому (III) у воді може відбуватись через їх поглинання водними організмами та процеси адсорбції.

У поверхневих водах сполуки хрому (III) можуть бути розчинені або перебувати в завислому стані, залежно від хімічного складу води, температури та характеру реакцій. Розчинені сполуки хрому (III) можуть існувати у формі хроматів та біхроматів. При анаеробних умовах Cr (VI) переходить у Cr (III), що гідролізується у нейтральному та лужному середовищах, виділяючи гідроксид. Сполуки Cr (III) в значних кількостях мають канцерогенні властивості.

У проведених дослідах використовувалися іони Cr³⁺ у формі хлориду з концентраціями, що кратні рибогосподарським 0,5, 1, 2 та 3 ГДКр для водних ресурсів. Норми для іонів хрому (III) у водах рибного господарства становлять 0,005 мг/дм³ [1].

Лабораторні дослідження включали аналіз швидкості добової асиміляції корму (листя частухи, рдесників, тополі, верби, розрізані вздовж стебла латаття) 10 найбільш розповсюджених видів ставковиків, як у фауни України, так і у досліджуваному регіоні - роду *Lymnaea*: *L. stagnalis*, *L. corvus*, *L. gueretiniana*, *L. palustris*, *L. auricularia*, *L. peregra*, *L. ovata*, *L. balthica*, *L. fontinalis*., *L. patula*.

Концентрації іонів хрому (III) від 0,5 до 2 ГДКр стимулюють активність життєдіяльності у всіх досліджених молюсків. Це підтверджується збільшенням швидкості добової асиміляції (ШДА) від 1,9 (у *L. balthica* за споживання листя рдесника) до 2,8 разів (у *L. peregra* за споживання листя тополі) (рис. 1).

У молюсків, що мають інвазію трематодами, при тих самих концентраціях іонів хрому (III) у воді також спостерігається статистично значиме збільшення цього показника.

При концентрації токсиканту у 3 ГДКр спостерігається зменшення трофічного показника ШДА. Наприклад, від 1,2 (у *L. stagnalis* за споживання листя тополі) до 2,7 разів (у *L. stagnalis* за споживання листя частухи).

У тварин, заражених трематодами, також спостерігається статистично значуще зменшення ШДА при тих же концентраціях іонів хрому (III) у водному середовищі.

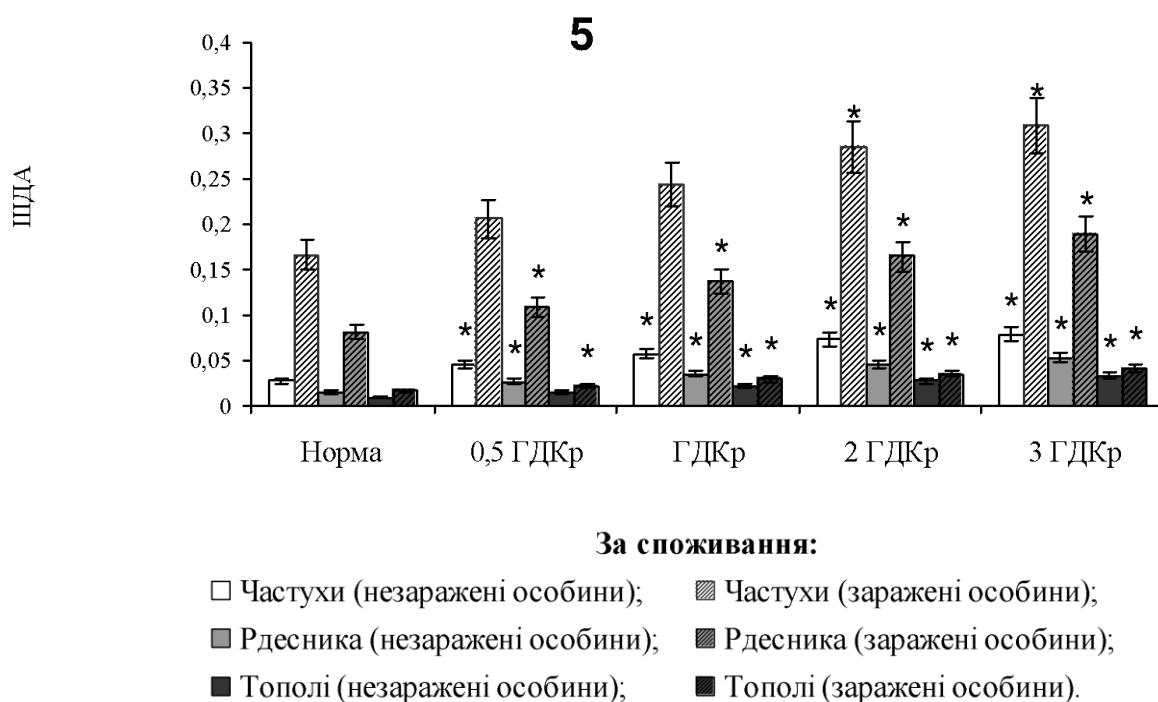


Рис. 1. Вплив різних концентрацій іонів хрому (III) на швидкість добової асиміляції, * – статистично вірогідна різниця ($P \geq 94,5\%$) щодо норми.

Отже, концентрації іонів хрому (III) у межах від 0,5 до 2 ГДКр викликають підвищення активності життєдіяльності у всіх досліджених молюсків, що підтверджується статистично значущим зростанням трофологічного показника ШДА, при споживанні ними різних видів корму. Це можна вважати захисно-адаптаційною відповіддю молюсків, що дозволяє їм витримувати негативний вплив іонів хрому у концентраціях від 0,5 до 2 ГДКр.

Молюски з помірною трематодною інвазією, під впливом Cr, демонструють вищі значення основних трофологічних показників порівняно з незараженими особинами, що дозволяє їм ефективніше протистояти як самому токсиканту, так і додатковому негативному впливу паразитарного чинника на них.

Список використаних джерел

1. Стадниченко А. П., Вискушенко Д. А., Гирич В. К. Комплексний вплив десикації і гельмінтів та трофологічні показники *Planorbium corneum* (Mollusca, Gastropoda, Bulinidae). *Природничий альманах*. Серія “Біологічні науки”. 2018. № 25. С. 75-81.

УДК 574.64:594.1.3

ПОРІВНЯЛЬНА ЧУТЛИВІСТЬ *PHYSA ACUTA* ДО ГОСТРОЇ ТОКСИЧНОЇ ДІЇ СОЛЕЙ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ ПРИ РІЗНІЙ МІНЕРАЛІЗАЦІЇ ВОДИ

О. В. Кошелев

Державна установа «Інститут морської біології НАН України»
вул. Пушкінська, 37, Одеса, 65048, Україна

Зарегулювання річного стоку та підсилення наслідків такого зарегулювання глобальними змінами клімату, а також пов'язані з цим додаткові втручання у гідрологічний режим, негативно впливають на стан нативної фауни і сприяють вселенню чужорідних видів. Доведено, що екологічна пластичність, в тому числі толерантність до токсикантів, здатна суттєво підсилювати інвазійні спроможності потенційних видів-вселенців [5]. Ця особливість сприяє колонізації чужорідних видів у антропогенно забруднені водойми або їх окремі акваторії. Висока стійкість до забруднюючих речовин дозволяє заселяти суттєво трансформовані екосистеми, навіть такі, що перетворені на штучні або техногенні (дренажні водовідвідні системи, водойми охолоджувачі, акваторії портів) [3].

Physa (Physella) acuta Draparnaud, 1805 – водний червононогий вид легеневих молюсків, що походить з Північної Америки. Відомий своїм високим інвазійним потенціалом. Він вважається одним із перших видів-вселенців у Європі і зустрічається в багатьох регіонах Азії, Австралії та Південної Африки [4]. Завдяки високій пристосованості до різних характеристик водного середовища та високій репродуктивній активності *P. acuta* є найбільш евритопним видом серед прісноводних чужорідних молюсків України [7]. В деяких дослідженнях *P. acuta* визначена як інвазійний вид [6]. Проте не завжди можна виявити негативні наслідки через вселення цього виду в межах його сучасного інвазійного ареалу, наприклад, в Україні цей вид є чужорідним, але не має статусу інвазійного. Цей вид населяє широкий діапазон вод і може вижити у край забруднених водоймах, таких як очисні споруди, каналізаційні стоки і пов'язані з ними калюжі [3].

Внаслідок глобальної зміни кліматичних умов суттєво зростає процес підвищення мінералізації внутрішніх водойм та водотоків [5]. Окрім цього, на формування фауни внутрішніх вод здатна впливати токсифікація водного середовища, яка погіршує умови існування чутливих видів водних безхребетних та може сприяти переважанню в водних екосистемах більш стійких видів.

У зв'язку з цим більшої актуальності набувають дослідження з визначення стійкості видів-вселенців до токсичних речовин на тлі зростаючої мінералізації або солоності води.

Мета дослідження – визначити порівняльну чутливість *P. acuta* до гострої токсичної дії солей важких металів при різній мінералізації води (250 мг/дм³ та 2500 мг/дм³). Як токсиканти були обрані солі важких металів $CuSO_4$ та $CdSO_4$. Для подальших експериментальних досліджень використовували лабораторну

культуру *P. acuta*. Молюски були зібрані з водойм полів зрошення м. Одеси та протягом місяця були аклімовані до лабораторних умов при різній мінералізації води: 250 мг/дм³ та 2500 мг/дм³. Під час лабораторного утримання при обох значеннях мінералізації води не спостерігалася смертність молюсків. Під час аклімації тест-об'єкти харчувалися палим листям. Керувалися методикою токсикологічних експериментів щодо визначення гострої токсичності морських та солонуватих вод [1]. Експозиція дослідів склала 72 год. Токсикометричні показники розраховували за допомогою пробіт-аналізу, реалізованого у пакеті статистичних програм StatPlus Professional 2009 5.8.1.

Інтоксикація молюсків супроводжувалася комплексом патоморфологічних змін. У токсичному діапазоні концентрацій солей металів для молюсків було характерно зниження рухової активності, тварини втрачали здатність прикріплюватися до стінок експозиційних судин; подальший розвиток інтоксикації супроводжувався втягуванням тіла всередину раковини (така іммобілізація була вже незворотною і вказувала на настання смерті). На завершальних стадіях характерно було випадання тіла з раковини та ослизнення м'яких тканин, що характерно для симптомокомплексу інтоксикації червононогих молюсків саме сполуками важких металів [1].

Результати проведеного гострого експерименту з виявлення токсичності солей важких металів при різній мінералізації води (250 та 2500 мг/дм³) показали суттєві відмінності у чутливості тест-об'єктів, про що свідчать отримані токсикометричні показники. Найбільша чутливість молюсків відмічена до сульфату міді, медіанна летальна концентрація (LC_{50}) якого склала 0,36 мг/дм³ у прісній воді та 0,67 мг/дм³ – у сильномінералізованій. Для сульфату кадмію показник LC_{50} склав 1,11 мг/дм³ (прісна вода) та 2,21 (мінералізація 2500 мг/дм³).

Абсолютно летальні концентрації $CuSO_4$ визначені на рівні 2,5 мг/дм³ при мінералізації води 250 мг/дм³ та 3,1 мг/дм³ при мінералізації води 2500 мг/дм³. Для розчину $CdSO_4$ абсолютно летальні концентрації дорівнювали 3,7 мг/дм³ та 4,0 мг/дм³ відповідно до обраних значень мінералізації води. Для обох обраних токсикантів виявлено підвищення значень медіанної та абсолютно летальної концентрації при експонуванні у сильномінералізованій воді порівняно з прісною.

Для води з підвищеною мінералізацією характерна наявність більшого вмісту різних солей (карбонатів, гідрокарбонатів, хлоридів та ін.), які антагоністично впливають на солі важких металів та зменшують їхні токсичні властивості, що виявилось у зниженні чутливості *P. acuta* до токсикантів в умовах підвищеної мінералізації води.

Внаслідок антропогенної трансформації існуючої гідромережі України утворено безліч істотно змінених або навіть повністю техногенних водойм (різноманітні водойми-відстійники та накопичувачі, штучні ставки та водойми, що утворилися після активної експлуатації, наприклад, піщані кар'єри та ін.). Для півдня України характерне поширення не тільки невеликих антропогенних резервуарів, а й різноманітних водотоків, часто урбанізованих. Саме цей тип водойм зазвичай досить сильно забруднений хімічними речовинами і тому недоступний для існування представників місцевої малакофауни, натомість ці

водойми активно колонізуються різними чужорідними видами [6, 7]. Висока стійкість чужорідних видів молюсків, таких як *P. acuta* та *Potamopyrgus antipodarum* Grey, 1843 до сильномінералізованих вод або до підвищеної солоності води значно підвищує їхню стійкість і до токсичних металів, що призводить до їхньої успішної натуралізації в багатьох природних та урбанізованих водоймах.

Список використаних джерел

1. Вискушенко Д. А. Токсикорезистентність ставковика озерного *Lymnaea stagnalis* за дії на нього йонами важких металів. *Вісник ДАУ*. 2004. № 1 (12). С. 117-123.
2. Якість води. Визначання гострої летальної токсичності на морських ракоподібних (Crustacea): (ISO 14669:1999, MOD): ДСТУ 4168-2003. [Чинний від 2004-07-01]. Київ : Держспоживстандарт України, 2004. 24 с. (Національний стандарт України).
3. Cieplak A., Spyra A. The roles of spatial and environmental variables in the appearance of a globally invasive *Physa acuta* in water bodies created due to human activity. *Science of The Total Environment*. 2020. № 744: 140928 p.
4. Ebbs E. T., Loker E. S., Brant S. V. Phylogeography and genetics of the globally invasive snail *Physa acuta* Draparnaud 1805, and its potential to serve as an intermediate host to larval digenetic trematodes. *BMC Evolutionary Biology*. 2018. № 18. 103 p.
5. Paiva F., Barco A., Chen Y., Mirzajani A., Chan F., Lauringson V., Baltazar-Soares M., Zhan A., Bailey S. A., Javidpour J., Briski E. Is salinity an obstacle for biological invasions? *Global Change Biology*. 2018. № 24 (6). P. 2708-2720.
6. Saha C., Pramanik S., Chakraborty J., Parveen S, Aditya G. Abundance and body size of the invasive snail *Physa acuta* occurring in Burdwan, West Bengal, India. *Journal of Entomology and Zoology Studies*. 2016. № 4 (4). P. 490-497.
7. Son M. O. Alien invertebrates in Ukrainian inland waters in the context of basin approach to river management and monitoring. *GEO and BIO*. 2019. № 17. P. 15-20.

УДК 594.3:574.64

**ОСОБЛИВОСТІ ДІЇ НИЗЬКИХ КОНЦЕНТРАЦІЙ ІОНІВ ХРОМУ (VI)
НА ВМІСТ β -КАРОТИНУ В ОРГАНІЗМІ *LYMNAEA STAGNALIS***

Л. В. Музика, Г. Є. Киричук

Житомирський державний університет імені Івана Франка
вул. Велика Бердичівська, 40, Житомир, 10008. Україна

При оцінці стану екосистеми важливо враховувати забруднення гідроценозу токсичними речовинами. Серед найбільш небезпечних таких інгредієнтів є сполуки шестивалентного хрому, які характеризуються значною біодоступністю, можуть проходити через клітинну мембрану та відновлюватись в клітині до стану з більш низьким ступенем окислення,

викликаючи утворення активних форм кисню методом Габера-Вейса або Фентона та призводячи до розвитку різних токсичних ефектів [2]. Окрім цього, іони хрому мають мутагенні й канцерогенні властивості та розглядаються як один із найнебезпечніших хімічних чинників для екосистеми, що здатний порушувати її екологічну рівновагу [3].

Водні організми мають різні адаптивні механізми до експериментальних впливів, що виявляються в пристосувальній мінливості біохімічних процесів в їх організмі та виникненні метаболічних адаптацій. Нами в якості біохімічного показника, як неспецифічного механізму стрес-резистентності, обрано показники β -каротину в організмі *Lymnaea stagnalis* (Linnaeus, 1758), адже саме цей каротиноїд дозволяє молюскам підтримувати гомеостаз систем і підвищувати толерантність до токсичних впливів.

Матеріалом для дослідження слугували *L. stagnalis*, зібрані у вересні-листопаді. Проведенню токсикологічного дослідження передувала аклімація молюсків до лабораторних умов протягом 14 діб.

Як токсикант використано $K_2Cr_2O_7$ в концентрації 0,04 мг/дм³ (маркування чда). Розрахунок концентрації проведено на аніон. Експозиція – 2, 7, 14 та 21 доба. Зміну токсичного середовища проводили кожні 24 год.

Для біохімічного дослідження у тварин вилучали гемолімфу, гепатопанкреас, мантию та ногу, масу яких визначали електронними вагами (WPS 1200) з точністю до 0,01 г. Органи гомогенізували і проводили екстракцію гексаном (1:4). Сумарний вміст відновленого β -каротину визначали за методикою [2].

Отриманий експериментальний матеріал опрацьовано статистичними методами із застосуванням t-критерію Ст'юдента. Статистично вірогідними вважали розбіжності при $p \leq 0,05$ – $0,001$.

В результаті проведених досліджень з'ясовано, що дія іонів $Cr_2O_7^{2-}$ (експозиція – 2 доби) викликає збільшення вмісту β -каротину у всьому організмі *L. stagnalis* у 1,43–2,29 рази ($p \leq 0,05$ – $0,001$). Така динаміка може свідчити про активізацію захисних сил організму молюсків, що проявилось підвищенням рівня неферментативних антиоксидантів в клітині у відповідь на посилення процесів вільнорадикального окислення, викликаного іонами хрому [1].

При збільшенні експозиції токсикологічного дослідження до 7 діб за дії $Cr_2O_7^{2-}$ зафіксовано збільшення вмісту β -каротину у гемолімфі, гепатопанкреасі та мантиї *L. stagnalis* (на 14,99–36,33 %). Однак у нозі (за таких умов експерименту) відмічено зниження показників на 10,64 % відповідно значень контрольної групи.

Пролонгування токсичного навантаження до 14 діб призвело до подальшої стимуляції метаболізму та активації загальної антиоксидантної активності організму молюсків у вигляді збільшення вмісту β -каротину в усьому їх тілі на 10,68–83,93 %. При цьому, досліджувані тканини (органи) в порядку збільшення відхилень від контролю можна розмістити наступним чином: мантия → нога → гепатопанкреас → гемолімфа.

Зростання часу експозиції до 21 доби викликало зниження вмісту β -каротину в гемолімфі та мантиї *L. stagnalis* на 12,13–16,50 %, що може бути пов'язано зі зниженням адаптивних біохімічних можливостей молюсків за дії іонів хрому (VI). Водночас, у гепатопанкреасі і нозі досліджувані показники зростали на 15,79–22,36 %, що, очевидно, обумовлено функціями зазначених органів. Зазначимо, що обраний об'єкт дослідження є рухливим і активно переміщується із затруєного середовища, використовуючи ногу, а гепатопанкреас *L. stagnalis* є метаболічно найактивнішим органом та виконує ряд функцій, необхідних для підтримки процесів життєдіяльності тварин та забезпечення їх захисту.

Оцінюючи отримані результати в цілому, відзначаємо, що іони $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$ в концентрації 0,04 мг/дм³ суттєво впливають на метаболізм *L. stagnalis*, викликають стимуляцію його адаптивних процесів та активацію загальної антиоксидантної активності, про що свідчать зміни вмісту β -каротину в органах та тканинах досліджуваних молюсків.

Список використаних джерел

1. Chaâbane M., Bejaoui S., Trabelsi W., Telahigue K., Chetoui I., Chalghaf M., Soudani N. The potential toxic effects of hexavalent chromium on oxidative stress biomarkers and fatty acids profile in soft tissues of *Venus verrucosa*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2020. № 196. P. 110562. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110562>.
2. Taylor S. L., Lamden M. P., Tappel A. L. Sensitive fluorometric method for tissue tocopherol analysis. *Lipids*. 1976. № 11 (7). P. 530-538. doi: <http://dx.doi.org/10.1007/bf02532898>.
3. Wang Y., Su H., Gu Y., Song X., Zhao J. Carcinogenicity of chromium and chemoprevention: a brief update. *Oncotargets and therapy*. 2017. № 10. P. 4065. doi: <http://dx.doi.org/10.2147/ott.s139262>.
4. Yanovych D. O., Shvets T. M. Chromium in hydroecosystems and its impact on the aquatic biota (a review). *Hydrobiol. J.* 2017. № 53 (4). P. 69-84. doi: <http://dx.doi.org/10.1615/hydrobj.v53.i4.70>.

УДК 564.3:575+546.74(477.282)

ТОКСИЧНІСТЬ ІОНІВ Ni^{2+} ДЛЯ М'ЯКУНІВ ДВОХ РОЗМІРНИХ ГРУП – ГЕНЕТИЧНИХ АЛОВИДІВ-ВІКАРІАНТІВ *PLANORBARIUS* (SUPERSPECIES) *CORNEUS* S. L. (MOLLUSCA, GASTROPODA, PULMONATA, PLANORBIDAE) ГІДРОМЕРЕЖІ УКРАЇНИ

А. П. Стадниченко, Ю. В. Іконнікова

Житомирський державний університет імені Івана Франка
вул. Велика Бердичівська, 40, Житомир, 10008, Україна

У складі малакофауни гідромережі України одним із найрозповсюдженіших і найкрупніших її Gastropoda є *Planorbarius* (superspecies) *corneus* sensu lato – витушка рогова, представлена комплексом її генетичних аловидів-вікаріантів – «західним» і «східним». Положення його у

системі тваринного світу в статусі надвиду вперше вірогідно надійно ($p \leq 0,001$) доведено було морфологічними, каріологічними і генетичними дослідженнями [2, 3]. Пізніше це було підтверджено низкою авторів [1, 6, 7], переконливо довівших, що витушка рогова – не вид, а надвидовий симбіотичний комплекс двох вікаруючих аловидів – «західного» і «східного», різко розмежованих між собою за показниками 12-ої пари їх хромосом і за 8-ма (із 10-ти) параметрами декотрих органів їх статевої системи, зокрема – за відносними розмірами їх вагін, сперматек і проток останніх. Ці аловиди також чітко вірогідно різняться за формою, розмірами і географічним місцеположенням як їх ареалів, так і за кліматичними умовами останніх. Ареал аловиду «західного» – це ділянки зазвичай значно прохолоднішої гідромережі Правобережної України. Ареал аловиду «східного» рік за роком охоплює все більш і більш спекотніші терени її Лівобережжя і такі же майже усієї її Степової зони із-за прогресуючого тут щорічного зростання рівнів середньомісячних температур унаслідок глобального потепління клімату Землі [4]. Наявні наразі відмінності у кліматичних умовах згаданих вище природногеографічних зон України – основна причина докорінних відмінностей у загальній чисельності особин, розмірах площ і конфігурації ареалів аловидів (суцільнозаселені чи фрагментовані) щодо досліджуваного м'якуна. Рівень пристосованості кожного з аловидів витушки до умов займаних ними середовищ зумовлюється рівнем притаманних їм адаптивних еколого-фізіологічних спроможностей, скерованих на досягнення оптимального щодо особин цих м'якунів рівнів як загальної чисельності їх популяцій, так і щільності населення останніх [5].

Мета дослідження – з'ясування рівнів впливу низки концентрацій Ni^{2+} на кожного з аловидів *P. (superspecies) corneus s. lato*. Матеріал – 142 екз. аловиду «західного» і 153 екз. аловиду «східного», здобутих у другій декаді липня 2023 року: першого із них – у р. Сапогівка (Миропіль – $50^{\circ}06'27''N$, $27^{\circ}41'45''E$), другого – у р. Псел (Білоцерківка – $49^{\circ}40'17''N$, $33^{\circ}45'39''E$). Середні розміри їх (мм): аловид «західний» – $26,19 \pm 0,35$, аловид «східний» – $24,89 \pm 0,13$.

Аловидову належність м'якунів встановлено за їх конхіологічними ознаками згідно [2]. Аклімація піддослідних особин до умов стаціонарного їх утримання – 14 діб: об'єм акваріума – 100 л, щільність посадки м'якунів – 5 екз./л, температура води – $21-23^{\circ}$, рН – $7,6-7,8$, оксигенізація – $7,8-8,6$ мг $O_2/дм^3$. Оновлення середовища – щодоби. Годівля тварин *ad libitum* – м'якою гідрофлорою (*Cladophora sp.*, *Myriophyllum spicatum L.*), здобутою із місця збору матеріалу.

Постановкою токсикологічного дослідження [1] з'ясовано, що за впливу на піддослідних м'якунів двох різнорозмірних груп (особин малих і великих) низкою зростаючих концентрацій іонів Ni^{2+} (мг/дм³) летальність їх графічно описується сигмоїдною кривою. Натомість така ж, залежна від логарифму попередню охарактеризованих значень його концентрацій, становить собою пряму лінію.

Показники значень LC_{50} для «західного» і «східного» аловидів сягають відповідно значень 100,5 і 191,2 мг/дм³ ($p \leq 0,001$). Менші цифрові величини цього показника щодо першого із них – свідчення нижчого рівня захисних можливостей цього м'якуна надійно протистояти негативному впливові на його особин застосованого щодо нього отруйного чинника.

Список використаних джерел

1. Бабич Ю., Пінкіна Т. Вплив іонів важких металів на екотоксикологічні показники витушки рогової (Mollusca, Gastropoda, Pulmonata, Vulinidae). *Вісник Львівського університету. Серія біологічна*. 2021. № 84. С. 76-83.

2. Гарбар Д. А. Діагностичне значення конхіологічних ознак моллюсків роду *Planorbarius* (Vulinidae, Gastropoda, Pulmonata). *Вісник Житомирського державного педагогічного університету*. 2003. № 11. С. 238-240.

3. Межжерин С. В., Гарбар Д. А., Гарбар А. В. Систематическая структура комплекса *Planorbarius corneus* (Linnaeus, 1758) s. lato: анализ аллозимных маркеров и морфометрических признаков. *Вестник зоологии*. 2005. Т. 39. № 6. С. 11-17.

4. Стадниченко А. П., Бабич Ю. В., Гирич В. К. Просторовий розподіл популяцій *Planorbarius corneus* (Linnaeus, 1758) у гідромережі України у зв'язку із сучасними глобальними кліматичними зрушеннями умов довкілля. *Актуальні питання біологічної науки : зб. статей*. Ніжин : НДУ ім. Миколи Гоголя, 2020. С. 96-98.

5. Стадниченко А. П., Іконнікова Ю. В. Адаптивні еколого-фізіологічні спроможності генетичних аловидів-вікаріантів *Planorbarius* (superspecies) *corneus* s. l. (Mollusca, Gastropoda, Pulmonata, Planorbidae) гідромережі України. *Біологічні дослідження – 2023: зб. наук. пр. Житомир*, 2023. С. 52-55.

6. Harbar O., Harbar D., Stadnychenko A., Babych Yu. Ecotoxicological responses of two *Planorbarius corneus* s. lato (Mollusca, Gastropoda) allospecies to exposure of heavy metals. *International Journal of Aquatic Biology*. 2021. Vol. 9. № 6. P. 423-431.

7. Uvayeva O. I., Stadnychenko A. P., Babych Yu. V., Andriychuk T. V., Maksymenko Yu. V., Vyskushenko D. V., Ignatenko O. O., Pinkina T. V. 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*. 2022. Vol. 52. P. 49-59.

СЕКЦІЯ 4. ЕКОЛОГІЧНІ АСПЕКТИ ВИВЧЕННЯ МОЛЮСКІВ

УДК 951.524.11 (262.5)

ДВОСТУЛКОВІ МОЛЮСКИ – КЛЮЧОВИЙ КОМПОНЕНТ МАКРОЗООБЕНТОСУ ТИЛІГУЛЬСЬКОГО ЛИМАНУ (ПІВНІЧНЕ ПРИЧОРНОМОР'Я)

О. Ю. Варігін

Державна установа «Інститут морської біології НАН України»
вул. Пушкінська, 37, Одеса, 65048, Україна

Тилігульський лиман, розташований за 60 км на північний схід від Одеси, є одним із найбільших лиманів північного Причорномор'я. Його довжина складає біля 55 км, ширина змінюється від 0,2 до 5,4 км. Від моря лиман відділений піщаним пересипом шириною 3,5 км. Через цей пересип проходить канал, який з'єднує південну частину лиману з морем. В результаті проведених у червні 2023 року досліджень у складі макрозообентосу Тилігульського лиману було виявлено 21 вид безхребетних, серед яких 5 видів належали до двостулкових молюсків.

З усіх виявлених безхребетних ключовими видами угруповання макрозообентосу Тилігульського лиману були три представники двостулкових молюсків, а саме: *Mytilaster lineatus* (Gmelin, 1791), *Cerastoderma glaucum* (Bruguiere, 1789) і *Abra segmentum* (Recluz, 1843). Ці гідробіонти мали не тільки високий ступінь трапляння, а й значно перевищували інші види макрозообентосу за своїми кількісними показниками. Так, у досліджуваній період середня чисельність (N) *M. lineatus* становила 14107 ± 2741 екз. $\cdot \text{м}^{-2}$, а середня біомаса (B) – $1386,2 \pm 675,4$ г $\cdot \text{м}^{-2}$. Для *C. glaucum* ці показники становили: N = 558 ± 307 екз. $\cdot \text{м}^{-2}$, B = $448,1 \pm 247,2$ г $\cdot \text{м}^{-2}$, а для *A. segmentum* – N = 1299 ± 706 екз. $\cdot \text{м}^{-2}$, B = $102,8 \pm 67,2$ г $\cdot \text{м}^{-2}$.

Таким чином, на ці три види двостулкових молюсків припадало 84,8% чисельності всього макрозообентосу лиману і 94,4% його біомаси. Таке значне домінування надає цим безхребетним статусу ключового компонента макрозообентосу Тилігульського лиману. Тим більше, що в лимані є всі умови для розвитку цих видів. Справа в тому, що для цих молюсків характерні різні вимоги до характеру ґрунту у водоймі. Так, *M. lineatus* зазвичай закріплюється на твердому субстраті за допомогою ниток бісусу. Крім того, ці молюски скріплюються бісусом між собою, утворюючи своєрідні щітки, які являють собою скупчення особин різних розмірів. Інший вид молюсків *C. glaucum* веде одиночний спосіб життя, пересуваючись поверхнею піщаного ґрунту за допомогою м'язистої ноги. Третій представник молюсків *A. segmentum* мешкає в м'якому мулі, де використовує для живлення свої довгі сифони.

Необхідні для мешкання молюсків ґрунти широко представлені в Тилігульському лимані. Крім того в цій водоймі добре розвинена кормова база для цих безхребетних. У водах лиману мешкає 114 видів фітопланктону, значна частина з яких є об'єктами живлення для цих молюсків [1]. Двостулкові

молюски, як ключові види макрозообентосу досліджуваного водоймища, відіграють важливу роль у процесах круговороту речовини та енергії в акваторії лиману. Завдяки фільтраційним та седиментаційним здібностям цих молюсків функціонування їх поселень є одним з основних факторів, що забезпечує здатність лиману до самоочищення.

Як зазначалося, один із цих молюсків, а саме *A. segmentum*, мешкає в м'яких ґрунтах водойми. Спосіб життя цього виду нерозривно пов'язаний із процесом біотурбації, тобто зміни фізичних та хімічних властивостей донних відкладень. Скупчення *A. segmentum* активно переробляючи осадовий матеріал, перемішують частинки ґрунту, які в результаті їх діяльності переміщуються з глибини на поверхню. В результаті цієї переробки відбувається розпушення ґрунту та збільшення шорсткості його поверхні. В підсумку біотурбаційна діяльність *A. segmentum* сприяє значному поліпшенню якості поверхневого шару донних відкладень лиману. Четвертий з виявлених видів двостулкових молюсків *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819 був зафіксований лише на одній станції і належав до рідкісних видів.

Останнім часом, у зв'язку зі зміною клімату, в Тилігульському лимані, як і в інших лиманах північного Причорномор'я, в теплий період року були зафіксовані локальні явища замору. У деяких районах лиману, де були відзначені ці явища, спостерігалася масова загибель донних безхребетних, у тому числі двостулкових молюсків. Однак при настанні сприятливих умов ці райони можуть бути знову заселені за допомогою личинок двостулкових молюсків з інших місць лиману, не схильних до явищ замору.

Інша потенційна загроза одному з ключових видів макрозообентосу лиману – *M. lineatus* походить від інвазійного виду двостулкових молюсків *Arcuatula senhousia* (Benson, 1842). Цей вид, також як і *M. lineatus*, відноситься до родини Mytilidae. Вперше у Чорному морі він був відзначений біля берегів Румунії на початку ХХІ століття [2]. Його нативний ареал знаходиться у морях південно-східної Азії. Останні 20 років *A. senhousia* значно поширився у Чорному морі. У Тилігульському лимані він вперше був відзначений в 2021 році [5].

Основною особливістю цього інвазійного молюска є те, що він відноситься до видів-опортуністів, які характеризуються значною плодючістю, високою швидкістю росту і здатністю до захоплення нових місць мешкання за допомогою розселення своїх личинок [3]. Ці молюски здатні утворювати щільні скупчення, які повністю покривають субстрат у вигляді своєрідних матів. Усі малорухливі безхребетні, в тому числі і *M. lineatus*, які опинилися під цими щільними матами, приречені на загибель через відсутність водообміну з навколишнім середовищем [4].

Спектри живлення у *A. senhousia* та *M. lineatus* дуже близькі. Таким чином, якщо цей інвазійний вид у найближчому майбутньому активно розвиватиметься в Тилігульському лимані, то він зможе скласти не лише топічну, а й трофічну конкуренцію аборигенному виду двостулкових молюсків. В результаті успішного розвитку завдяки своїм опортуністичним

властивостям *Arcuatula senhousia* може стати ще одним ключовим видом макрзообентосу Тилигульського лиману.

Список використаних джерел

1. Теренько Л. М. Планктонные микроводоросли Тилигульського лимана. *Екологічна безпека прибережної та шельфової зон та комплексне використання ресурсів шельфу*. 2005. № 12. С. 622-631.
2. Micu D. First record of *Musculista senhousia* (Benson in Cantor 1842) from the Black Sea. *Abstracts of International Symposium of Malacology*, 19-22 august 2004. Sibiu, Romania, 2004. 47 p.
3. Mistri M. Ecological characteristics of the invasive Asian date mussel *Musculista senhousia* in the Sacca di Goro (Adriatic Sea, Italy). *Estuaries*. 2002. Vol. 25 (3). P. 431-440.
4. Mistri M. Effect of *Musculista senhousia* mats on clam mortality and growth: much ado about nothing? *Aquaculture*. 2004. Vol. 241. P. 207-218.
5. Varigin A. Asian date mussel *Arcuatula senhousia* captures estuarine habitats in Ukrainian Black Sea waters: *Book of abstracts of Joint ESENIAS and DIAS Scientific Conference and 12th ESENIAS Workshop "Globalisation and invasive alien species in the Black Sea and Mediterranean regions – management challenges and regional cooperation"*, 11–14 October, 2023. Varna, Bulgaria, 2023. 54 p.

УДК (574.591.24.11.594(262.5).(1-16)

**ЕКОЛОГІЧНІ ЧИННИКИ У ФОРМУВАННІ ЧИСЕЛЬНОСТІ
МОЛЮСКІВ МЕЙОБЕНТОСУ ПІВНІЧНО-ЗАХІДНОЇ ЧАСТИНИ
ЧОРНОГО МОРЯ**

Л. В. Воробйова

Державна установа «Інститут морської біології НАН України»
вул. Пушкінська, 37, Одеса, 65048, Україна

У мейобентосному угрупованні донних безхребетних організмів прийнято виділяти постійний (permanent) і тимчасовий (temporary) компоненти [2]. За щільністю популяції та біомасою більшість псевдомейобентосу північно-західної частини Чорного моря представлена переважно молодими двостулковими молюсками та поліхетами.

Молодь молюсків належить до тимчасової категорії мейобентосу. З подальшим розвитком вони переходять у категорію макрзообентосу. Незважаючи на свої малі розміри, молодь молюсків відіграє істотну роль у морських екосистемах. Насамперед, вони сприяють розвитку та відновленню донних біоценозів. Крім того, молодь молюсків – чудовий кормовий об'єкт для молоді та дорослих форм донних та придонних представників бентосоїдної іхтіофауни. Показники щільності поселень та його біомаси можуть бути використанні при моніторингу в оцінці якості морського середовища особливо у евтрофних акваторіях. В умовах кризи для організмів морського бентосу

(високе антропогенне навантаження, дефіцит кисню в придонних шарах води, низька солоність тощо) їхня частка в загальних показниках різко зменшується навіть у періоди сприятливих сезонних періодів для масового розселення личинок [1]. На жаль, для Чорного моря існує мало спеціальних досліджень, які б показали особливості формування тимчасової складової мейобентосу. Водночас ювенільна макрофауна може становити значну частину біомаси всього мейобентосу.

Залежно від набору різних абіотичних факторів, динамічність їх кількісних характеристик у мейобентосі може значно варіювати. За сприятливих умов для проходження стадій метаморфозу чисельність та біомаса молоді моллюсків може відігравати істотну роль у формуванні загальних кількісних характеристик для всього мейобентосного угруповання. Таким чином, щільність псевдомейобентосу може бути непрямим показником екологічної ситуації у бенталі. Крім того, аналіз показників динаміки осідання та виживання молоді моллюсків та поліхет може використовуватися, зокрема, як для прогнозування формування макрзообентосного угруповання організмів, так і загалом для кормової бази бентосоїдних риб.

Тип донного субстрату – один із найважливіших екологічних факторів для формування різноманітності, щільності поселень та біомаси мейобентосу, що було показано нами на прикладі формування загального псевдомейобентосу Одеського морського регіону [4].

За відсутності потрібного субстрату метаморфоз у личинок моллюсків може затримуватись. Так, наприклад, у личинок *Mytilus edulis* – на 40 днів при температурі 10 °С. Особливо сильно ця здатність розвинена у личинок з чітко вираженою вибірковістю субстрату, які найчастіше мешкають у вузько прибережних зонах.

В Одеському морському регіоні найбільш високі середні показники щільності поселень двостулкових моллюсків характерні для піску з мулом ($5847,0 \pm 2993,3$; 47,9% від загального псевдомейобентосу та 2,63% від загального мейобентосу) та ракуші з домішками піску та мулу ($5425,3 \pm 4162,0$; 36,8% від загального псевдомейобентосу та 7,3% від загального мейобентосу). Ця сама закономірність відзначалася нами і у загальних показників псевдомейобентосу [4]. Молодь гастропод відзначена нами на ракуші з домішкою піску – в середньому $1101,0 \pm 313,4$ екз м⁻². На кам'янистому субстраті з обростом водоростей їх щільність поселень коливалася від 500 екз м⁻² до 1241 екз м⁻².

Роботи багатьох авторів [2, 3] підтверджують наявність прямих або опосередкованих зв'язків між кількістю мейобентосу і глибиною морської водойми. Слід зазначити, що залежність між концентрацією мейобентосу та глибиною є важливим інтегральним показником. Це цілком характерно для північно-західної частини Чорного моря, яка має неоднорідні та динамічні умови абіотичних факторів.

Осідання личинок мідій з пелагіалі в бенталь та успішна реалізація їх метаморфозу відбувається на глибинах до 50 метрів. Це, як правило, характерно для більшої частини чорноморського шельфу. Далі до глибини 125 м набуває

розвитку *Modiolus phaseolinus* (Philippi, 1844) [1]. У весняний період чисельність бівальвій на глибині 5 – 10 м значно нижче ніж на 10 – 15 м. ($3721.8 \pm 907,7$ екз м⁻² і $99614.5 \pm 3825,4$ екз м⁻² відповідно). Низька щільність поселень, вказана нами у весняний період може пояснюватися тим, що при відносно низьких температурах води не відбувається масового осідання бівальвій на дно. В літній період щільність поселень двостулкових молюсків в прибережній зоні може звичайно зменшуватися. Це може бути пов'язано з їх виїданням представниками іхтіофауни, такими, як молодь бичків, султанки (*Mullus barbatus ponticus*), атерини чорноморської (*Atherina boyeri pontica*), анчоуса (*Engraulis encrasicolus*), кефалі (*Mugilidae*) та іншими, які харчуються тут дрібними поліхетами, молюсками та ракоподібними.

На глибині понад 15 м кормова цінність мейобентосу знижується, а також зменшується можливість поповнення біоценозів макробоентосу двостулковими молюсками через низьке виживання їх личинок і молоді в цих умовах.

Кисневий режим має ключове значення у формуванні біологічної різноманітності та кількісних показників представників мейобентосу. При дефіциті кисню в придонних шарах води відбуваються порушення у процесах його життєдіяльності. Гіпоксія та пов'язані з нею замори викликають не лише суттєву зміну відсоткового співвідношення представників мейобентосу, але, головним чином, зменшення частки псевдомейобентосу та, зокрема, молюсків у загальній чисельності та біомасі організмів. Через дефіцит кисню личинки молюсків, навіть потрапляючи в бенталь, у переважній більшості гинуть. Аналіз показників чисельності *Vivalvia* та їх частки у псевдомейобентосі при різному кисневому режимі показав, що при вмісті розчиненого у воді кисню 1–4 О₂ мг/л їх кількість коливалася від $300,2 \pm 248,0$ екз м⁻² до $960,0 \pm 533,1$ екз м⁻² (частка у псевдомейобентосі –14,6%). При вмісті розчиненого у воді кисню 5–7 О₂ мг/л їхня кількість коливалася від $835,0 \pm 314,5$ екз м⁻² до $1975,6 \pm 683,8$ екз м⁻² (частка в псевдомейобентосі –17,6%). При вмісті розчиненого у воді кисню 8–11 О₂ мг/л їхня кількість змінювалася від $2296,8 \pm 819,0$ екз м⁻² до $10317,1 \pm 4180,2$ екз м⁻² (частка в псевдомейобентосі –39,8%).

Список використаних джерел

1. Воробьева Л. В. Мейобентос украинского шельфа Черного и Азовского морей. Київ : Наук. думка, 1999. 300 с.
2. McIntyre A. D., Murison D. J. The meiofauna of flatfish nursery ground. *Mar. Biol. Ass. U. K.* 1973. № 53. P. 93-118.
3. Thiel H. Haufigkeit und Verteilung der Meiofauna im Bereich des Island-Faroeer-Ruckens. *Bereichte der Deutschen Wissenschaftlichen Kommission fur Meeresforschung.* 1971. № 22. P. 99-128.
4. Vorobyova L. V. The role of environmental factors in the formation of temporary meiofauna of the Odessa Sea region of the Black Sea. *Scientific notes of Ternopil University. Biology series.* 2021. Vol. 81. № 1-2. P. 39-45.

УДК [574.64: (595.384.16+594)]

ОЦІНКА ВПЛИВУ РІЗНИХ ТИПІВ ЗАБРУДНЕНЬ НА ОРГАНІЗМИ МОЛЮСКІВ

Р. Є. Любчиков

Національний університет «Чернігівський колегіум» імені Т. Г. Шевченка,
вул. Гетьмана Полуботка, 53, Чернігів, 14017, Україна

Вивчення різних типів забруднень та їх впливу на організми молюсків є ключовим для розуміння екологічної стійкості водних екосистем. Молюски виступають як чутливі індикатори забруднення, вказуючи на різноманітність та інтенсивність екологічних проблем у водних біотопах. Розкриття негативного впливу хімічних, біологічних та радіаційних забруднень на молюсків може привести до розробки ефективних стратегій охорони та відновлення водних екосистем. Оскільки молюски виконують важливу екологічну функцію у водних середовищах, їх вивчення допомагає зберегти біорізноманіття та підтримувати екологічний баланс. Знання про вплив забруднень на молюсків є необхідним для прийняття науково обґрунтованих рішень у сфері охорони навколишнього середовища та створення стійкого і здорового водного середовища [4].

Короткий огляд основних типів забруднень включає хімічні, бактеріальні та радіаційні фактори [6]. Хімічні забруднення походять від промислових викидів [3] та використання агрохімікатів, які негативно впливають на водні екосистеми [1, 5]. Бактеріальні забруднення можуть викликати захворювання молюсків, а радіаційні забруднення викликають серйозні системні зміни в організмах молюсків та їх середовищі.

Можливі наслідки забруднення водного середовища для молюсків охоплюють ряд важливих аспектів їх життєдіяльності. Зміни у рості можуть виникнути через надмірні концентрації токсичних речовин, що впливають на біологічні процеси розвитку та формування черепашок. Розмноження молюсків може стати ускладненим через забруднення, які призводять до порушень у репродуктивній системі та зменшення кількості народжених нащадків. Негативний вплив на репродукцію може мати важливі екологічні наслідки для популяцій молюсків та біорізноманіття водних екосистем. Забруднення також може призводити до зниження шансів виживання молюсків через зменшення доступності їжі, зміни якості води та збільшення чутливості до хвороб. Ці наслідки можуть впливати на екосистему в цілому, збільшуючи вразливість молюсків та зменшуючи внесок у підтримання екологічної рівноваги.

Взаємодія молюсків із бактеріями та мікроорганізмами визначається складною мережею факторів, що включають мікробіоту, патогени та сприятливі для життя організми. Дослідження показують, що певні мікроорганізми можуть виконувати корисні функції, такі як допомога в утилізації органічних речовин та підтримка здоров'я молюсків. Однак, патогенні мікроорганізми можуть викликати захворювання та негативно

впливати на фізіологію тварин. Заходи для зменшення ризику зараження молюсків патогенами включають: моніторинг мікробіоти водних об'єктів та молюсків для виявлення патогенних мікроорганізмів і контроль якості води для збереження оптимальних параметрів води, таких як рН та концентрація кисню, для зменшення стресу молюсків та їхньої вразливості до інфекцій. Взаємодії молюсків з іншими видами відіграють ключову роль у збереженні біорізноманіття в водних екосистемах. Молюски виконують ряд важливих екологічних функцій, сприяючи стабільності та різноманітності водних середовищ. Двостулкові молюски є фільтраторами, які очищують воду від частинок та забруднень. Це сприяє підтримці водної якості та створенню сприятливих умов для інших гідробіонтів. Також молюски відіграють важливу роль у регулюванні популяцій водоростей та інших морських організмів. Їхня харчова активність допомагає у підтримці балансу водних екосистем, запобігаючи виникненню небажаних змін. Ці тварини стають джерелом їжі для різноманітних хижаків, таких як риби та птахи. Це сприяє розвитку інших рівнів екосистеми та підтримує біорізноманіття. В цілому, взаємодії молюсків з іншими видами визначають екологічну стійкість водних систем та грають ключову роль у підтримці біорізноманіття, що є важливим для збалансованого та стійкого функціонування водних екосистем [2].

Застосування молюсків як чутливих біоіндикаторів забруднення є все більш актуальним, зокрема, для інтеграції інформації про рівень забруднення у конкретному регіоні чи періоді часу. Умовою успішного використання цього методу є глибокі знання про джерела та рух забруднювачів у екосистемах, задля вивчення динаміки їхнього накопичення. Фізіологічна реакція молюсків на забруднення відображає якість навколишнього середовища, особливо в природно виснажених екосистемах, що може слугувати оцінкою впливу різноманітних забруднювачів. Використання молюсків у біотестах на токсичність важливе, оскільки ці організми легко культивуються в лабораторних умовах, їх можна утримувати на штучних дієтах з регульованою кількістю металів, і вони швидко реагують на забруднення металами в межах сублетальних концентрацій.

Список використаних джерел

1. Аравін П. А., Мехед О. Б. Токсичний вплив фосфоровмісних поліютантів 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, 2020. 11 с.

2. Лукаш О. В., Сапегін Л. М., Кирієнко С. В., Лукаш І. М., Дайнеко М. М., Тимофєєв С. Ф. Стан прибережно-водних екосистем на рекультивованих примостових ділянках Чернігівської і Гомельської областей у прикордонній смузі з Брянською обл. *Вісник Дніпропетровського державного аграрного університету*. 2012. № 1. С. 121-127.

3. Мехед О. Б., Кирієнко С. В. 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*. 2023. № 6. С. 7-17.

4. Тюпова Т., Ткаченко Г., Мехед О., Курхалюк Н. Відповіді на оксидативний стрес у наземних моллюсків як біомаркери для оцінки впливу токсикантів. ВНТ: *Biota, Human, Technology*. 2023. № 1. С. 41-51.

5. Яковенко Б. В., Третяк А. П., Мехед О. Б., Хайтова А. Д., Симонова Н. А. Вплив ксенобіотиків на активність антиоксидантної системи в тканинах коропа. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету. Серія Біологія*. 2017. № 2 (69). С. 76-80.

6. Lukash O., Kupchuk O., Karpenko Yu., Sliuta A., Kyrienko S. Dynamics of riverbank ephemeral plant communities in the Stryzhen' river estuary (Chernihiv, Ukraine). *Ecological Questions*. № 24. 2016. P. 27-35.

УДК 592:574.5

ДИНАМІКА ПОПУЛЯЦІЇ ДРЕЙСЕНИ БУЗЬКОЇ (*DREISSENA BUGENSIS* ANDR.) НА ГІДРОСПОРУДАХ У ВОДОЙМИ-ОХОЛОДЖУВАЧІ

І.О. Морозовська

Інститут гідробіології НАН України
пр-т Володимира Івасюка, 12, Київ-210, 04210, Україна

Дослідження проводили на водоймі-охолоджувачі у північно-західній частині України.

В конструкції водойми-охолоджувача та систем водопостачання є великі гідроспоруди, такі як гребля, підвідний канал, відкоси яких облицьовані бетоном, що є придатним субстратом для розвитку зооперифітону, а саме популяцій дрейсенід. Дамба має один бетонний відкіс зі сторони водосховища, підвідний канал, має два бетонних відкоса, які знаходяться під водою, і мають площу твердого субстрату більше як 300 тис. м².

Проби перифітону відбирали за допомогою водолазного спорядження, з площі 0,01 м². На греблі у 2013 році були відібрані глибоководні проби, у наступні роки проби відбирали з приурізних ділянок за допомогою шкребка.

Дослідження популяцій дрейсенід проводили з 2005 р., було відмічено лише поселення моллюсків *Dreissena polymorpha* Pall. [2], тільки у 2012 році було відмічено перші знахідки другого виду дрейсенід – *Dreissena bugensis* Andr. на греблі, а у 2013 році і у підвідному каналі. Заселення *D. bugensis* у водойму співпало з загальним зниженням кількісних показників *D. polymorpha*.

У 2013 році відбулась повна натуралізація *D. bugensis*. Вона була відмічена в усіх районах водойми. Значна біомаса цього виду у 2013 р. була відмічена у підвідному каналі – 4314,7 г/м². З 2014 по 2016 рр. показники біомаси *D. bugensis* знижувалися з 3021,5 по 1006,2 г/м², з подальшим підвищенням у 2017-2018 рр. до 9957,7–14232 г/м². Наступні роки

дослідження (2019, 2021, 2023 рр.) показали, що показники біомаси *D. bugensis* повернулися до таких, що фіксувалися на початку її вселення у водойму (від 3008,4 до 1820,3 г/м²).

На греблі у 2013 р. у глибоководних пробах (3 – 6 м) була відмічена *D. bugensis* з біомасою 6816,3 г/м². В наступні роки дослідження (2015, 2017, 2019, 2021 рр.) біомаса дрейсени була низькою (від 67,5 до 580,1 г/м²), лише у 2023 році біомаса в приурізній ділянці збільшилася до 3,595 г/м².

Розмірна структура популяції в різні періоди змінювалася. В перші роки появи у водоймі-охолоджувачі, а саме у підвідному каналі молюски *D. bugensis* були за розміром черепашки від 1 – 5 мм до 21 – 25 мм, переважали розмірні групи 6 – 10 мм (56,8 %) у 2013 р. та 11 – 15 мм (2014 – 2016 рр. – 37,3–48,8 %). У 2017 р. було відмічено майже 100% домінування молюсків в розмірній групі 1 – 5 мм, що свідчить про поповнення популяції новими особинами, які вже у наступні роки дослідження (2018 – 2023 рр.) зустрічалися в усіх розмірних групах.

На греблі *D. bugensis* лише в 2013 році зустрічалася у п'яти розмірних групах, з домінуванням молюсків в розмірній групі 6 – 10 мм. У 2015 та 2017 рр. молюски зустрічалися зі 100% домінуванням у 11 – 15 мм та 1 – 5 мм розмірних групах, відповідно. У 2019 та 2021 рр. молюски були відмічені в групах від 1 – 5 мм до 11 – 15 мм, у 2019 р. домінувала розмірна група 6 – 10 мм (80,3 %), а у 2021 р. – 1 – 5 мм (77,3 %). У 2023 р. молюски зустрічалися з домінуванням малих розмірних груп 1 – 5 мм та 6 – 10 мм (по 100% на різних ділянках греблі). В порівнянні з 2021 роком, можемо засвідчити, що популяція молюсків на греблі продовжує оновлюватися, про що свідчать переважання малих груп.

Отже, як показали багаторічні дослідження, у водоймі-охолоджувачі з початку відбулося вселення *D. polymorpha*. Це відмічалось і для інших водойм [3]. По аналогії з іншою водоймою-охолоджувачем можна було прогнозувати, що відбудеться значне витіснення першого вселенця другим, *D. bugensis* [1]. Але дослідження популяцій дрейсенід у водоймі-охолоджувачі показали, що популяції двох видів можуть співіснувати поряд, з переважанням *D. bugensis*, хоча в теперішній час популяція *D. polymorpha* перебуває у досить пригніченому стані. Розмірна структура *D. bugensis* має досить стабільний стан з переважанням середніх розмірів молюсків.

Список використаних джерел

1. Балан П. Г., Вексларський Р. З., Вервес Ю. Г. Модельні групи безхребетних тварин як індикатори радіоактивного забруднення екосистем. Київ : Фітосоціоцентр, 2002. 204 с.
2. Протасов О. О., Силаєва А. А. Контурні угруповання гідробіонтів у техноекосистемах ТЕС та АЕС. *Інститут гідробіології НАН України*. Київ, 2012. 274 с.
3. Karatayev A. Y., Burlakova L. E., Padilla D. K. Zebra versus quagga mussels: a review of their spread, population dynamics, and ecosystem impacts. *Hydrobiologia*. 2015. № 746. P. 97-112.

ОЦІНКА СТАНУ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ ЖИТОМИРА ТА ОКОЛИЦЬ ЗА ДОПОМОГОЮ ПРІСНОВОДНИХ МОЛЮСКІВ

Р. К. Романюк, І. С. Агарков, А. Д. Мельникова

Житомирський державний університет імені Івана Франка,
вул. Велика Бердичівська, 40, Житомир, 10008, Україна

Водні ресурси сьогодні є важливою складовою економіки будь-якої країни та одним із її найбільших природних багатств. Саме тому країни Європейського Союзу (ЄС) видали низку Директив, які застосовуються в усіх державах-членах ЄС, що пов'язані з управлінням водними ресурсами; охороною навколишнього середовища і водних екосистем; встановленням принципів водної політики; забезпечення якості води для споживання людиною тощо. Найбільш відома з них – Водна Рамкова Директива, яка фокусується на управлінні річковими басейнами. Держави-члени ЄС надають карту для кожного регіону басейну річки, де кольором визначено екологічний стан поверхневих вод (відмінний, добрий, помірний, посередній, поганий) на основі біологічного і фізико-хімічного моніторингу [1]. Інтеграція України в європейський простір вимагає сьогодні використання міжнародних підходів стосовно управління водними ресурсами. Саме тому в проекті «Стратегії сталого розвитку України до 2030 року» Стратегічною ціллю 6 визначено: «збереження наземних і морських екосистем та сприяння збалансованому використанню їхніх ресурсів» [4, с. 17–19].

Інтенсифікація використання поверхневих вод людиною, антропогенний прес на водні екосистеми урбанізованих територій, сільського господарства, промисловості, посиленій військовими діями внаслідок повномасштабного вторгнення російської федерації на територію України, на жаль, призводить до забруднення природних вод і до структурних змін угруповань гідробіонтів.

Науковці-гідробіологи, альгологи, зоологи великого значення надають розробці і практичному впровадженню методів біоіндикації задля визначення якості води і стану водних екосистем за допомогою гідробіонтів (фіто- і зоопланктону, молюсків, риб та ін.) [2; 3; 5].

Молюски відіграють важливу роль у колообігу речовин і трансформації енергії у природних водних екосистемах. Вони є важливим компонентом трофічних ланцюгів, а завдяки високій інтенсивності процесу фільтрації – сприяють природному самоочищенню водойм. М'якуни мають досить великі розміри, вони зручні для збору і спостереження через свою малорухливість. Саме тому такі гідробіонти як молюски є зручними об'єктами при здійсненні біологічного моніторингу стану поверхневих вод, як в Україні [2; 5; 8], так і в міжнародних програмах [6; 7; 9]. Серед інформативних показників, які враховуються в моніторингових дослідженнях, є видовий склад малакоценозів (особливо, наявність «вразливих» оліго- і мезосапробних видів); показники щільності поселення молюсків, характеристика вікової і розмірної структури популяцій видів.

Метою статті було узагальнити і систематизувати результати досліджень здобувачів освіти, членів Житомирської наукової малакологічної школи щодо видової і вікової структури популяцій прісноводних молюсків, стану малакоценозів водойм і водотоків Житомира та поблизу нього з метою оцінки стану природних вод.

Дослідження малакофауни було здійснено у весняно-літній період 2022 – 2023 рр. з 10-ти пунктів збору текучих водойм і водотоків басейну Дніпра (р. Тетерів та її притоки Гуйва, Гнилоп'ять, Путятинка, Крошенка), а також чотири стоячі водойми. Для двостулкових родини Unionidae визначали вікову структуру за лініями приросту черепашки. Усіх тварин після фотографування і вимірювання (для видової ідентифікації) було випущено назад у водойму згідно правил біоетики.

За результатами польових зборів авторів було виявлено 6 видів двостулкових молюсків, що належать до трьох родин: дрейсенових (*Dreissena polymorpha*, Pallas, 1771), кулькових (*Sphaerium corneum* L., 1758) та перлівницевих (4 види – *Unio tumidus* Philipsson, 1788, *U. pictorum* L., 1758, *Anodonta anatina* L., 1758, *A. cygnaea* L., 1758). Серед черевоногих молюсків типовими є представники чотирьох родин: ставковиків (*Lymnaea stagnalis* L., 1758, *L. ovata*, Draparnaud, 1805), витушкових (*Planorbium corneum* L., 1758), пухирчикових (*Physella acuta*, Draparnaud, 1805) і калюжниць (*Viviparus viviparus* L., 1758). Результати дослідження узагальнено у таблиці 1.

Крім того, нами було здійснене порівняння даних, отриманих за результатами аналізу малакофауни гідроценозів із статистичними даними щодо якості води поверхневих водойм м. Житомира та Житомирського району за 2022 рік Державної установи «Житомирський обласний центр контролю та профілактики хвороб Міністерства охорони здоров'я України». Отримані результати свідчать про те, що в більшості випадків існує можливість порівняти класи якості води за точними гідрохімічними і бактеріологічними показниками (рН, колір, запах, перманганатна окиснюваність, вміст кисню та деяких катіонів і аніонів, індекс лактозопозитивних кишкових паличок (ЛКП) тощо) з даними біологічного моніторингу за допомогою молюсків.

Так, отримані результати дозволяють стверджувати, що у 5 пунктах збору, де відсутні молюски, стан води можна оцінити як «Брудна» і «Дуже брудна», що відповідає IV класу якості води і корелює, перш за все, з даними про перманганатну окиснюваність, вмістом сухих речовин та індексом ЛКП у воді. Це річки Крошенка, Путятинка, а також Тетерів в районі паперової фабрики та поблизу с. Станишівка. В пунктах збору, де зустрічалося 1-3 евритопних полісапробних види перлівницевих (*A. anatina*, *U. tumidus*, *U. pictorum*) та гастропод (*L. stagnalis*, *L. ovata*) стан води можна було оцінити як «Задовільний» або III клас якості (р. Тетерів в районі Гідропарку і с. Тетерівка, р. Гнилоп'ять в с. Троянів). З впевненістю можна стверджувати, що стан води, що наближається до показника «Добрий» або II клас якості має р. Гуйва біля сіл Новогуйвинськ і Пряжево. На користь цього свідчить не лише статистичні гідрохімічні і бактеріологічні показники проб води, але й велика видова різноманітність малакоценозів, висока щільність поселення молюсків,

наявність у віковій структурі популяції як молодих, так і зрілих особин, а також наявність у водоймах кульки річкової *S. corneum* і беззубки лебединої *A. cygnaea* – досить вибагливих до чистоти води видів, які мають охоронний статус. Виявлено *A. cygnaea* і в штучному озері с. Пряжево і «Генеральському» ставі с. Троянова, що опосередковано вказує на гарний стан екосистем і потребує подальшого вивчення.

Таблиця 1

Прісноводні молюски водойм і водотоків Житомира та околиць

Точка збору, водойма	Видовий склад молюсків	Щільність поселення, екз/м ²	Вікова структура перлівницевих
Стоячі водойми			
Силікатний кар'єр с. Слобода-Селецька, Житомирський р-н	<i>P. corneus</i> , <i>L. stagnalis</i> , <i>L. ovata</i> , <i>U. tumidus</i> , <i>U. pictorum</i> , <i>A. anatina</i>	червоногі – 2–3, двостулкові 0,1–0,5 екз/м ²	4–6 років, домінують 5-6 р.
Штучне озеро с. Пряжево, Житомирський р-н	<i>L. stagnalis</i> , <i>A. anatina</i> , <i>A. cygnaea</i> , <i>U. pictorum</i>	червоногі – 0,5–1, двостулкові 0,1–0,5 екз/м ²	2–6 років, домінують 5 р.
Ставок с. Троянів Житомирський р-н	<i>L. stagnalis</i> , <i>Ph. acuta</i>	10 – 60 екз/м ²	Не виявлено
«Генеральський став» с. Троянів, Житомирський р-н	<i>A. cygnea</i> , <i>U. tumidus</i> , <i>U. pictorum</i>	9-11 екз /м ² 22-41 екз /м ²	2–9 років, домінують 6–7 р.
Текучі водойми і водотоки			
р. Тетерів, Житомир, паперова фабрика	Мертві черепашки <i>V. viviparus</i>	–	Не виявлено
р. Тетерів с. Станишівка, Житомирський р-н	–	–	Не виявлено
р. Крошенка, Житомир	–	–	Не виявлено
р. Путятинка, Житомир	–	–	Не виявлено
р. Тетерів, Житомир, Гідропарк	<i>U. tumidus</i> , <i>U. pictorum</i> , <i>A. anatina</i>	2 – 20 екз/м ²	3–7 років, домінують 5 р.
р. Тетерів, с. Тетерівка, Житомирський р-н	<i>U. pictorum</i> , <i>A. anatina</i> , <i>D. polymorpha</i>	1– 3 екз/м ²	3–6 років, домінують 3 р.
р. Гуйва, дачний масив, с. Новогуйвинськ, Житомирський р-н	<i>P. corneus</i> , <i>V. viviparus</i> , <i>L. stagnalis</i> , <i>U. tumidus</i> , <i>U. pictorum</i> , <i>A. anatina</i> , <i>A. cygnaea</i> , <i>Sph. corneum</i>	червоногі – 8–16, двостулкові 0,1–2 екз/м ²	1–8 років, домінують 4–5р.
р. Гуйва с. Пряжево, Житомирський р-н	<i>V. viviparus</i> , <i>U. tumidus</i> , <i>U. pictorum</i> , <i>A. anatina</i>	червоногі – 5–8, двостулкові 5 – 10 екз/м ²	2–12 років, домінують 6-8 р.
р. Гнилоп'ять, під мостом, с. Троянів, Житомирський р-н	<i>A. anatina</i> , <i>L. stagnalis</i> , <i>L. ovata</i> ,	4 – 18 екз/м ²	2–7 років, домінують 4–5 р.
р. Гнилоп'ять, пляж, с. Троянів, Житомирський р-н	<i>U. tumidus</i> , <i>A. anatina</i> , <i>L. stagnalis</i> , <i>L. ovata</i> ,	червоногі – 6–20, двостулкові 8 екз/м ²	3–5 років, домінують 4 р.

Отже, використання моллюсків для біоіндикації стану природних вод є перспективним. Цей метод не потребує складних вимірювань і великих капіталовкладень, є доступним для залучення студентської і учнівської молоді для регіональних наукових досліджень. Він є особливо актуальним, коли потрібно швидко оцінити якість води і можливість її використання для споживчих потреб людини під час військових дій, соціальних катастроф і у повоєнний час.

Список використаних джерел

1. Пінчук О. Л., Герасімов Є. Г., Куницький С. О. Директиви ЄС у сфері управління водними ресурсами : довідник. Рівне : «Волинські береги», 2019. 224 с.
2. Мальцев В. І., Карпова Г. О., Зуб Л. М. Визначення якості води методами біоіндикації: науково-методичний посібник. Київ : Науковий центр екомоніторингу та біорізноманіття мегаполісу НАН України, ННІ Інститут екології (ІНЕКО) Національного екологічного центру України, 2011. 112 с.
3. Романенко В. Д. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод. Київ : ЛОГОС, 2006. 408 с.
4. *Стратегія сталого розвитку України до 2030 року* [Електронний ресурс]. URL.: https://www.undp.org/sites/g/files/zskgke326/files/migration/ua/UNDP_Strategy_v06-optimized.pdf (дата звернення 20.03.2024).
5. Шелюк Ю. С., Шевчук Л. М., Мошківська М. А. Оцінка якості вод урбанізованих територій за структурою угруповань гідробіонтів. *Український журнал природничих наук*. 2023. № 3. С. 76-90.
6. NOAA Mussel Watch Program: An Assessment of Contaminants of Emerging Concern in Chesapeake Bay, MD, and Charleston Harbor, SC [Електронний ресурс]. URL.: <https://coastalscience.noaa.gov/project/mussel-watch-program-assessment-chesapeake-bay-charleston-harbor/> (дата звернення 24.03.2024).
7. Mutvei H., Westermark T. How Environmental Information Can Be Obtained from Naiad Shells. In: *Ecological Studies*, Vol. 145. *Ecology and Evolution of the Freshwater Mussels Unionoida*. Edit. G. Bauer, K. Wächtler. P. 367-379. https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-642-56869-5_21.
8. Shevchuk L., Vasilieva L., Romaniuk R., Pavliuchenko O. Species diversity of unionid mussels (Mollusca: Bivalvia: Unionidae) as a bioindicator of the state water environment of river basins of Ukraine. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*. 2021. Vol. 915. № 1. doi:<https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1755-1315/915/1/012006>.
9. Weber E. Population size and structure of three mussel species (Bivalvia: Unionidae) in a northeastern German river with special regard to influences of environmental factors. *Hydrobiologia*. 2005. Vol. 537. P. 169-183. doi:<https://link.springer.com/article/10.1007/s10750-004-2839-1>.

Інститут гідробіології НАН України
пр-т Володимира Івасюка, 12, Київ-210, 04210, Україна

Упродовж багатьох років проводяться дослідження поселення (конгрегації) крупних двостулкових молюсків Unionidae на ділянці малої річки Гнилий Ріг (лівобережна притока р. Горинь, басейн р. Прип'яті) у районі с. Білотин, Хмельницька обл., Україна [1, 2]. Поселення існує, очевидно, більше півтора десятиліття, лише наші дослідження охоплюють часовий проміжок 2008 – 2023 р.

Хоча ділянка р. Гнилий Ріг являє собою малопорушений природний біотоп, гідрологічні умови і ступінь водності тут залежать не лише від кліматичних умов (посушливими були 2011 – 2012 і 2015 рр.), а й від стоку зі ставка, що знаходиться вище за течією. Ставок періодично використовується у рибогосподарських цілях, у цей час об'єм стоку є регульованим (за допомогою шандора), аж до практичного перекриття стоку. У період дослідження (вересень 2023 р.) на фоні незначного об'єму стоку, ділянка нижче ставка сильно обміліла і заросла. Зменшення швидкості течії, пов'язане із заростанням, викликало посилення мулонакопичення на ділянці мешкання конгрегації.

Поселення на час виявлення (2009 р.) займало ділянку дна річки розміром 3×6 м та у подальшому його площа зменшувалась [1, 2].

На початку досліджень конгрегація характеризувалась багатоярусністю, тривимірною структурою. У 2019 р. поселення розділилося на ділянки за різною кількістю ярусів. Верхня за течією частина поселення мала 3 яруси, середня – 2, нижня – 1 ярус. У 2023 р. двоярусність конгрегації була відмічена лише на верхній ділянці, на інших – відмічено одноярусне поселення з великою кількістю стулок, нижче за течією 85% молюсків були мертвими. У 2023 р. знизилась «компактність» конгрегації, невеликі скупчення і окремі особини зустрічались по всьому руслу річки у межах обстеженої ділянки.

За весь період дослідження у конгрегації було зафіксовано 4 види двостулкових молюсків. Перлівниця клиноподібна (*Unio tumidus* Philipsson) виступає домінантом за частотою трапляння. Практично у всі роки зустрічалась перлівниця звичайна (*Unio pictorum* L.). Інші види (жабурниця качина (*Anodonta anatina* L.) та беззубка лебедина (*Anodonta cygnea* L.)) зустрічались періодично.

У 2023 р. на верхній ділянці конгрегації (2 яруси) було відмічено два види молюсків – *U. tumidus* та *A. anatina*, за показниками рясності переважавав перший (чисельність – 400 екз/м², біомаса – 20266,7 г/м²). Тут спостерігалися середні та великі за розміром молюски *U. tumidus*, з довжиною черепашки від 56,9 до 91,3 мм. Довжина черепашки єдиного екземпляру (у пробі) *A. anatina* була 81,9 мм, маса – 54 г.

У центрі поселення було відмічено три види молюсків: *U. tumidus*, *A. anatina*, *U. pictorum*. Як і на верхній ділянці, за показниками рясності, переважали *U. tumidus* (чисельність – 304 екз/м², біомаса – 18101,95 г/м²). У пробі (рамка площею 0,0922 м²) було відмічено 20 екз. *U. tumidus* довжиною від 72,2 до 90,1 мм, 8 екз. середнього розміру – від 44,9 до 67,0 мм. *U. pictorum* та *A. anatina* були відмічені одинично, довжиною 64,1 і 65,2 мм відповідно, їх показники рясності склали по 11 екз/м² і біомаса – відповідно 292,84 і 303,69 г/м². В середньому у конгрегації кількісні показники Unionidae склали 286 екз/м², біомаса – 16721,72 г/м².

У порівнянні з 2021 р. чисельність *U. tumidus* (в середньому по конгрегації) у 2023 р. знизилась у 3 рази, біомаса – у 4 рази.

На ділянці 15 м нижче основного поселення було відмічено 15 стулок *U. tumidus* і лише один живий молюск довжиною 55,8 мм та масою 24 г.

При порівнянні з попередніми дослідженнями (2018–2021 рр.) максимальний розмір черепашки *U. tumidus* дещо зменшився – 93,5–97,0 мм у 2018–2021 рр., 91,3 мм – у 2023 р. Молоді особини у 2023 р. на остежених ділянках не виявлені.

У багаторічному аспекті посилилась тенденція зниження кількісних показників молюсків у конгрегації. У 2023 р. показники рясності знизились відносно максимального за період досліджень значення у 6 разів, відносно середнього (без врахування 2023 р.) – у 4 рази. Так, максимальна чисельність (1801 екз/м²) була відмічена у 2009 р., середня складала 1137 екз/м², біомаса відповідно складала 94281,48 г/м² (2013 р.) і 62930,90 г/м².

Таким чином, відмічена чітка тенденція зниження кількісних показників молюсків, що може говорити про старіння популяції та недостатнє її відновлення. Заростання русла, різке зниження проточності і замулення ділянки річки викликало катастрофічне зниження кількісних показників Unionidae у конгрегації, а також просторові зміни у розташуванні молюсків. Для збереження унікального явища – локального масового поселення крупних молюсків Unionidae, для відновлення проточності потрібно проведення термінових заходів по розчищенню і часткового поглиблення русла річки на ділянці нижче греблі у с. Білотин.

Список використаних джерел

1. Силаєва А. А., Новосьолова Т. М., Морозовська І. О., Протасов О. О. Масове поселення двостулкових молюсків у малій річці як фактор порушення екологічного континуума. *Матеріали Всеукр. наук. конф. «Стан і біорізноманіття екосистем Шацького національного природного парку та інших природоохоронних територій»*, присвяченої пам'яті професора, д.б.н. В.І. Здуна (8–11 вер. 2022 р.). Львів : СПОЛОМ, 2022. С. 121-124.

2. Protasov A., Sylaiieva A., Morozovska I., Lopes-Lima M., Sousa R. A. Massive freshwater mussel bed (Bivalvia: Unionidae) in a small river in Ukraine. *Folia malacologica*. 2015. Vol. 23. P. 273-277. <http://dx.doi.org/10.12657/folmal.023.023>

**ЦЕНОТИЧНА ПРИУРОЧЕНІСТЬ *CERAEA VINDOBONENSIS*
(FÉRUSSAC, 1821) НА ТЕРИТОРІЇ КАР'ЄРІВ В ЦЕНТРАЛЬНОМУ
ПОЛІССІ**

І.В. Хом'як, О.В. Гарбар, Д.А. Гарбар

Житомирський державний університет імені Івана Франка,
вул. Велика Бердичівська, 40, Житомир, 10008, Україна

Ceraea vindobonensis (Férussac, 1821)) – південно-східноєвропейський вид, поширений на сухих ділянках з високим умістом кальцію в субстратах [1; 2]. Він поширився з півдня України в центральну та західну її частини і на Поліссі заселяє переважно відкриті ксеротермні ділянки як природних, так і антропогенних біотопів [2].

У районах гірничих виробок цей вид найчастіше зустрічається в рослинних угрупованнях класів *Molinio-Arrhenatheretea* та *Artemisietea vulgaris* (табл. 1). Набагато рідше його можна помітити в рослинності класів *Trifolio-Geranietea* та *Epilobietea angustifolii* [4]. У лучних оселищах найчастіше вид поширюється мезоксерофітними угрупованнями порядку *Galietales veri* [3]. Чисельність популяції відносно невелика. Зрідка вона досягає 0,75 особин на 1 м². У високотрав'ї сформованому куничником наземним *C. vindobonensis* зустрічається частіше за все на розріджених ділянках або на поодиноких рослинах. Тут цедея може безпечно перебувати, очікуючи більш сприятливих погодних умов. Вона піднімається на висоту 1-2 метри, уникаючи ризику бути затопленою під час тривалих злив або ймовірних хижаків під час пасивного очікування кінця засухи в другій половині літа.

У рудеральних оселищах *C. vindobonensis* пов'язана із рослинними угрупованнями класу *A. vulgaris*. Тут вона зустрічається в межах багатьох фітоценозів, які мають розріджений рослинний покрив та знаходяться на добре інстальованих ділянках кар'єрів. До них можна віднести рослинність союзів *Convolvulo-Agrophyron repentis*, *Arction lappae*, *Dauco-Melilotenion* та *Onopordion acanthii*.

Популяція *C. vindobonensis* поширена по всій території Центрального Полісся, однак в межах територій кар'єрів вид зустрічається не скрізь (рис. 1). Він не спостерігався нами на півночі цієї геоботанічної округи та крайньому півдні. Також спостерігаються деякі закономірності в територіальній диференціації популяції в межах різних класів рослинності. Наприклад, вид зустрічається в межах класу *Molinio-Arrhenatheretea* на півночі та північному заході. При цьому, на північному заході угруповання цього класу є його єдиними оселищами. Поширення в рудеральних оселищах класу *A. vulgaris* є рівномірним по всій досліджуваній території.

Порядки та класи рослинності, до яких приурочені популяції *C. vindobonensis* на території кар'єрів

Кар'єр	Рослинність (за Браун Бланке)	
	Порядок	Клас
ТОВ «БІЕМБІСІ СТОУН»	<i>Galietales veri</i> Mirk. et Naum. 1986	Molinio-Arrhenatheretea R.Tx 1937
ТОВ «Гвіздівський гранітний кар'єр»	<i>Galietales veri</i> Mirk. et Naum. 1986	Molinio-Arrhenatheretea R.Tx 1937
	<i>Arrhenatheretalia elatioris</i> Tüxen 1931	
	<i>Agropyretalia intermedio-repentsis</i> Th.Müll et Görs 1969	Artemisietea vulgaris Lohmeyer et al. ex von Rochow 1951
	<i>Onopordetalia acanthii</i> Br.-Bl. et Tx. ex Klika et Hadač 1944	
ТОВ «Лабродарит С»	<i>Galietales veri</i> Mirk. et Naum. 1986	Molinio-Arrhenatheretea R.Tx 1937
	<i>Arrhenatheretalia elatioris</i> Tüxen 1931	
ТОВ «Західнерудпром»	<i>Galietales veri</i> Mirk. et Naum. 1986	Molinio-Arrhenatheretea R.Tx 1937
	<i>Origanetalia</i> Th.Müll 1962	Trifolio-Geranietaea Th.Müll 1962
	<i>Galeopsio-Senecionetalia sylvatici</i> Passarge 1981	Epilobietea angustifolii Tx. et Preising ex von Rochow 1951
	<i>Agropyretalia intermedio-repentsis</i> Th.Müll et Görs 1969	Artemisietea vulgaris Lohmeyer et al. ex von Rochow 1951
	<i>Onopordetalia acanthii</i> Br.-Bl. et Tx. ex Klika et Hadač 1944	
ТОВ «МАЙДАН-ВІЛЬСЬКИЙ КАР'ЄР»	<i>Galeopsio-Senecionetalia sylvatici</i> Passarge 1981	Epilobietea angustifolii Tx. et Preising ex von Rochow 1951
ТОВ «Веста»	<i>Galietales veri</i> Mirk. et Naum. 1986	Molinio-Arrhenatheretea R.Tx 1937
	<i>Origanetalia</i> Th.Müll 1962	Trifolio-Geranietaea Th.Müll 1962: <i>Origanetalia</i> Th.Müll 1962
	<i>Galeopsio-Senecionetalia sylvatici</i> Passarge 1981	Epilobietea angustifolii Tx. et Preising ex von Rochow 1951
ТОВ «МАССИВ ПЛЮС»	<i>Galietales veri</i> Mirk. et Naum. 1986	Molinio-Arrhenatheretea R.Tx 1937
ТОВ «АЛАС ФАСТІВ»	<i>Onopordetalia acanthii</i> Br.-Bl. et Tx. ex Klika et Hadač 1944	Artemisietea vulgaris Lohmeyer et al. ex von Rochow 1951
ТОВ «Каменяр»	<i>Onopordetalia acanthii</i> Br.-Bl. et Tx. ex Klika et Hadač 1944	Artemisietea vulgaris Lohmeyer et al. ex von Rochow 1951

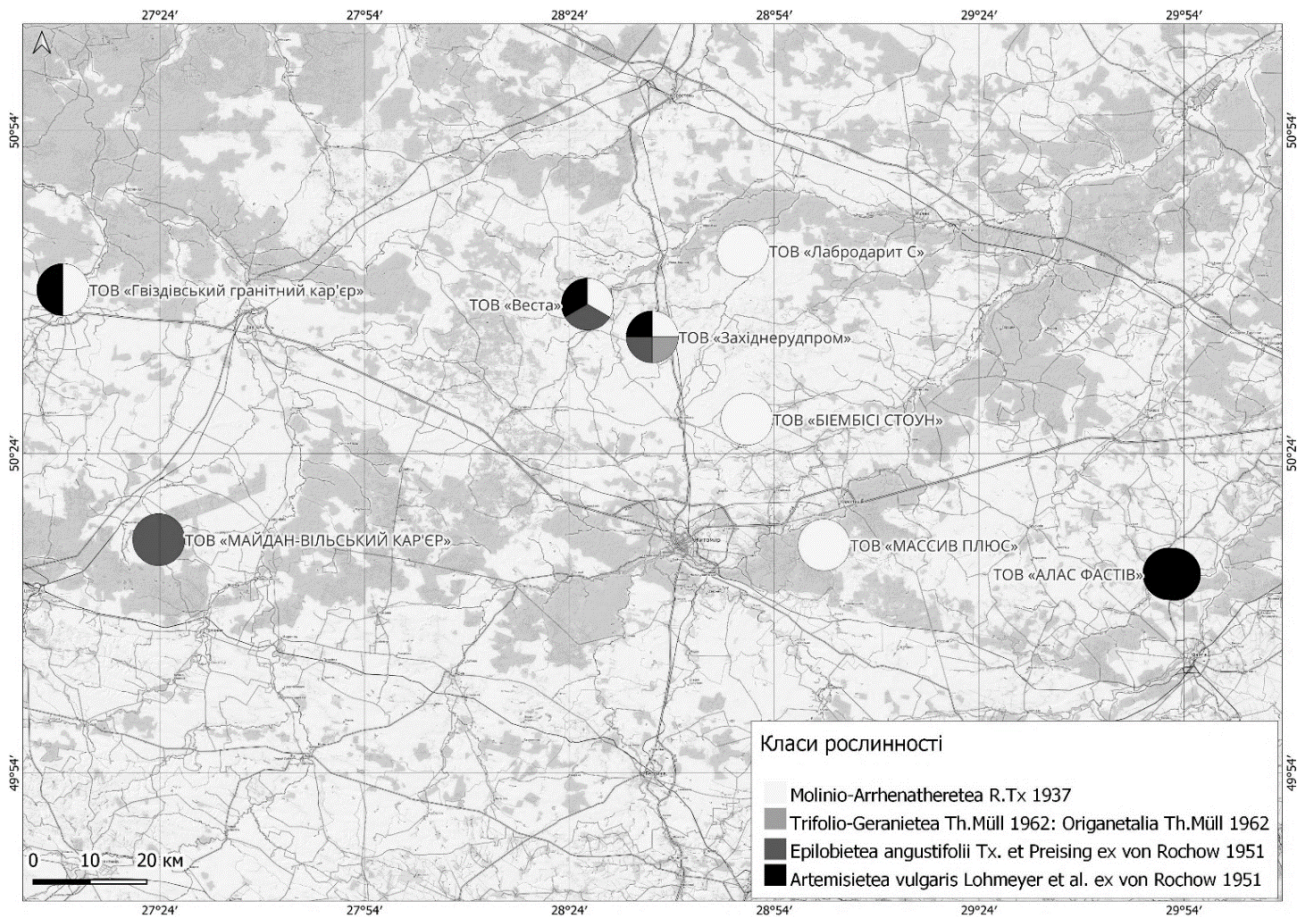


Рис. 1. Класи рослинності до яких приурочені популяції *C. vindobonensis* на території кар'єрів.

Список використаних джерел

1. Крамаренко С. С. Географічна та хронологічна мінливість фенетичної структури популяцій наземного молюска *Seraea vindobonensis* (Pulmonata, Helicidae) Півдня України. III Новорічні біологічні читання. Миколаїв : МДУ, 2003. № 3. С. 23-26.
2. Сверлова Н. В. Вплив урбанізації на конхологічні параметри *Seraea vindobonensis* (Gastropoda, Pulmonata, Helicidae) на заході України. *Наук. зап. Держ. природозн. музею. Львів*, 2007. № 23. С. 85-94.
3. Хом'як І. В., Гарбар Д. А., Андрійчук Т. В., Костюк В. С., Власенко Р. П. Динаміка відновлюваної рослинності піщаних кар'єрів Житомирського Полісся. *Екологічні науки*. 2021. № 6 (39). С. 204-207.
4. Хом'як І. В., Онищук І. П., Василенко О. М., Гарбар Д. А., Коцюба І. Ю. Природна та антропогенна динаміка угруповань асоціації *Geranio-Trifolietum alpestris* на території Українського Полісся. *Екологічні науки*. 2022. № 5 (44). С. 238-242.

УДК(574.63:621311.25)

DYNAMICS OF TOTAL BIOMASS (STOCKS) OF DREISSENIDS AT THE DAM AND CHANNEL OF THE POWER PLANT COOLING RESERVOIR

A. Protasov, I. Morozovska

Institute of Hydrobiology of the
National Academy of Sciences of Ukraine
12. Volodymyr Ivasyuk Av., Kyiv, 04210, Ukraine

The cooling pond of NPP (located in north-west part of Ukraine) has been functioning since 1980th, when the first power unit started operation. Almost twenty years later, the mollusk *Dreissena polymorpha* Pallas was spontaneously introducing into the reservoir, and another eight years later the second species of dreissenids, *D. bugensis* Andr. has taken up residence in the reservoir.

Mollusks inhabited both soft bottom (benthic part of the populations) and various structures and technical objects (periphyton part of the populations). In this report we consider the periphyton part of the populations. The main habitats where mollusks settled were on the concrete facing of the dam and the intake channel (two slopes) and dam facing. The length of the channel is more one km, the length of the dam is about seven km, and the total area of anthropogenic hard substrate is more than 350000m². Dreissenids had high biomass values in their settlements and formed consort type communities [3]. Its may well be classified as "ecosystem engineers" [1], they have a significant impact on such hydrophysical parameters as turbidity, increase water transparency, create new biogenic biotopes for periphytic and benthic organisms, consumpt large amounts of calcium ions from water, add the pool of biogens with nitrogen and phosphorus compounds.

Diving technique was used for visual observations and sampling. Underwater samples were taken from an area of 100 cm².

The distribution of dreissenids in different biotopes was quite complex. In the periphyton on the concrete substrate of hydrotechnical structures, a belt distribution was observed, with different biomass in each belt, each depth. The total biomass of dreissenids, taking into account the biomass in each belt, was estimated over several years on a transect with a 1 m strip width over the full depth of the slope in the intake channel and at the dam. The transects were located in the middle parts of the channel and dam. It was assumed that the biomass distribution of dreissenids remained similar throughout the length of the channel and dam. This was generally confirmed by visual assessments during the diver survey. It was also assumed that in some years when it was not technically possible to sample at the dam, the ratio of the total stock at the dam to the channel was maintained.

The general dynamics of the stock (total biomass at each hydrostructure) was characterized by certain fluctuations. The largest stock of *D. polymorpha* was in the first years after its introduction into the reservoir. The assessment showed that in the channel in 2005-2007 the total stock of *D. polymorpha* ranged from 500 to 900 tons, at the dam it was from 590 to 1200 tons. Thereafter, there was a decline in the stock both in the channel and at the dam, and by 2013-2015 the stock of *D. polymorpha* was only between 0.5 and 1.9 tons. Thus, the this species stock declined by three orders of magnitude.

The introduction of the second dreissenid species, *D. bugensis*, occurred against the background of a significant decrease in the abundance of the first introduced species. The stock of *D. bugensis* at the dam one year after the was first found (2012) amounted to more than 100 tons, in the channel - about 70 tons. It should also be noted that the population of *D. polymorpha*, from 2017, also began to increase, if 2017 was only 40 tons, it was already 80 tons in 2018.

The ratio of abundance to *D. polymorpha* in 2012 showed an overall dominance of *D. bugensis* (in the channel its biomass was 600 and at the dam 1600 times greater than *D. polymorpha*), but these differences have subsequently narrowed considerably. From 2014 to 2021, on average, this excess of *D. bugensis* abundance over *D. polymorpha* stock was 6 times in the channel and 3 times at the dam.

It should be noted that the introduction of the second species of *Dreissena* did not lead to such a rapid development of the population at the first stages, nor to a significant increase in biohindrances of the NPP water supply systems, nor to significant changes in the ecosystem, as was the case with the introduction of *D. polymorpha* [4]. By 2017 and 2018, the total stock of dreissenids was increasing and amounted to 800-900 tons (with an average Dp/Db biomass ratio as 1:7). Then there was a parallel decline in abundance of both populations, in 2021 the total stock of all dreissenids was slightly more than 200 tons.

Thus, long-term observations of the NPP aquatic techno-ecosystem, in particular of dreissenid populations, have shown that the introduction and naturalization of dreissenids can be a rather long process. The introduction of *D. polymorpha* was accompanied by rapid population growth, accumulation of large stocks in the fouling of hydrostructures, growth of biomass, and contourization phenomena in the ecosystem. After a rather long period of time, a second species of dreissenidae was introduced, which was not a significant event, neither in terms of changes in the ecosystem, nor in terms of increasing biological disturbances. The dynamics of population abundance is characterized by oscillatory processes, with a rather long period - about a decade. The revealed regularities generally coincide with those noted in other water bodies [4, 6]

References

1. Karatayev A. Y., Burlakova L. E., Padilla D. K. Impacts of Zebra mussels on aquatic communities and their role as ecosystem engineers. *Invasive aquatic species of Europe. Distribution, impacts and management*. Dordrecht, Boston, London : Kluwer Academic Publ, 2002. P. 253-270.
2. Karatayev A. Y., Burlakova L. E., Padilla D. K. Zebra versus quagga mussels: a review of their spread, population dynamics, and ecosystem impacts. *Hydrobiologia*. 2015. № 746. P. 97-112.
3. Protasov A. A. On topical relations and consortial links in communities. *Sib. Ecol. J.* 2006. № 1. P. 97-103.
4. Protasov A. A., Sylaieva A. A. Contourization and Its features in technoecosystems. *Inland Water Biol.*, 2014. № 2. P. 101-107.
5. Strayer D. L., Malcom H. M. Long-term demography of a zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) population. *Freshwater Biology*. 2006. 51. P. 117-130.

СЕКЦІЯ 6. ПАРАЗИТОЛОГІЧНІ АСПЕКТИ МАЛАКОЛОГІЇ

УДК 594:595.122:504.4(477.41/42)

ПРО ЗНАЧЕННЯ РІЗНИХ ВИДІВ МОЛЮСКІВ-ХАЗЯЇВ У ПІДТРИМАННІ ЦИРКУЛЯЦІЇ ПОЛІГОСТАЛЬНИХ ВИДІВ ТРЕМАТОД (ECHINOSTOMATIDAE LOOSS, 1899) У ВОДОЙМАХ УКРАЇНСЬКОГО ПОЛІССЯ

О. П. Житова

Поліський національний університет
Старий бульвар, 7, Житомир, 10002, Україна

Трематоди (Trematoda) є одним із чисельних і широко розповсюджених таксонів паразитичних червів (Plathelminthes), що зумовлено їх видовим різноманіттям та екологічною пластичністю [1]. Це одна з чисельних груп паразитичних безхребетних у прибережних екосистемах [4].

В останні роки значна увага приділяється вивченню трематод на екосистемному рівні, що зумовлює, зокрема, необхідність знань життєвих циклів гельмінтів. Для здійснення аналізу і строків їх реалізації, необхідним є розуміння ступеня відповідності внутрішнього середовища різних видів хазяїв потребам полігостальних паразитів для їх успішного розвитку до інвазійних для наступного хазяїна стадій [2]. Такий аспект взаємодії трематод і їх хазяїв за природних умов, проявляються у відмінності показників екстенсивності та інтенсивності інвазії, а також різній частоті трапляння.

Мета даної роботи полягала у здійсненні аналізу видового складу молюсків–хазяїв найпоширеніших видів трематод родини Echinostomatidae Loos, 1899 у водоймах Українського Полісся на стадії метацеркарії.

Відомо [1, 2], що метацеркарії трематод характеризуються більш широкою специфічністю до хазяїв порівняно з партенітами тих же видів гельмінтів. У якості другого проміжного хазяїна, трематоди використовують як прісноводних молюсків, так і інших безхребетних гідробіонтів і амфібіонтів, зокрема й хребетних. Відмітимо, що роль різних видів молюсків у якості других проміжних хазяїв конкретного виду трематоди варіює залежно від умов регіону та конкретної водойми, що цілком підтверджують результати наших досліджень [2]. Необхідно зазначити, що види трематод, яким властивий прогенетичний розвиток, характеризуються вузькою специфічністю щодо хазяїв [3].

Встановлено [1, 2], що в умовах регіону виявлено 22 види молюсків, які виступають у ролі других проміжних хазяїв трематод. Найбільшу кількість яких відзначено серед ехіностоматид. На території Українського Полісся у молюсків було виявлено 12 видів трематод родини Echinostomatidae. Так, для однієї із поширених трематод у регіоні, *Echinoparyphium aconiatum* Dietz, 1909, у якості других проміжних хазяїв може бути 16 видів червононогих молюсків, поміж них перше місце посідає *Lymnaea stagnalis* (Linné, 1758) – індекс трапляння метацеркаріїв цієї трематоди становить 40,98% (з 61 дослідженої

водойми). Дещо меншим за значенням є молюски *Planorbarius corneus* (Linné, 1758) – індекс трапляння метацеркарійів *E. aconiatum* сягає 19,67 %. Значна частка припадає на *Lymnaea palustris* (O.F.Müller, 1774), *Lymnaea corvus* Gmelin, 1791 і *Contectiana contecta* (Millet, 1813), індекс трапляння *E. aconiatum* у цих хазяїв – 6,56% для першого та по 4,92% для двох останніх. У решти видів молюсків (*Lymnaea psilia psilia* Bourguignat, 1862, *Lymnaea auricularia* (Linné, 1758), *Lymnaea atra* (Schranck 1803), *Lymnaea fontinalis* (Studer, 1820), *Lymnaea ovata* (Draparnaud, 1805), *Lymnaea tumida* Held, 1836, *Lymnaea patula* (Da Costa, 1778), *Lymnaea balthica* (Linné, 1758), *Anisus spirorbis* (Linné, 1758), *Bithynia tentaculata* (Linné, 1758), *Viviparus viviparus* (Linnaeus, 1758)), метацеркарії цих трематод знаходили лише в одній водоймі.

Значний список других проміжних хазяїв відмічено і у трематоди *Echinostoma revolutum* Frohlich, 1802 – 12 видів (*L. stagnalis*, *L. palustris*, *L. corvus*, *L. auricularia*, *Lymnaea lagotis* (Schranck, 1803), *L. atra*, *L. patula*, *L. ovate*, *L. tumida*, *P. corneus*, *Planorbis planorbis* (Linné, 1758), *V. viviparus*). Втім, головна роль належить також *L. stagnalis*, індекс трапляння 37,71% (з 61 водойми). Доволі менше значення належить *P. planorbis* і *P. corneus*, індекс трапляння по 6,56% відповідно. Зараженість ще шести видів молюсків трематодою *E. revolutum* виявлено у двох–трьох водоймах, при цьому індекс трапляння коливався в межах 3,27–4,92%, а трьох, тільки в одній водоймі, індекс трапляння – 1,64%.

Дігенеї *H. conoideum* і *E. recurvatum* зареєстровано у 9 видів молюсків – других проміжних хазяїв. Серед хазяїв метацеркарійів першого виду трематоди визначне місце посідають молюски *L. stagnalis*, і *P. corneus*, індекс трапляння становить відповідно 13,12 та 13,11 % (з 61 водойми). Дещо менша роль належить *B. tentaculata*, індекс трапляння – 11,64%. Інші види лімнеїд, такі як *L. ovata* і *L. palustris* порівняно з попередніми видами молюсків, мають значно менший індекс трапляння – 6,56% і 4,92%, відповідно. Роль *V. viviparus* у поширенні *H. conoideum* оцінюємо як другорядну, адже індекс трапляння лише 3,28%. Решта видів молюсків *L. corvus*, *P. planorbis* і *C. contecta* були заражені метацеркаріями *H. conoideum* лише в одній із досліджених водойм, індекс трапляння по 1,64%.

Схожий розподіл за видами хазяїв відмічено і у трематоди *E. recurvatum*, яка дещо менше поширена в регіоні. Головним хазяїном цього виду є *L. stagnalis*, індекс трапляння котрого становив тільки 8,19%. Значну роль також відіграють *L. ovata* і *P. corneus*, індекс трапляння для обох видів становив по 4,92% до загальної кількості водойм. Дещо менше значення цього показника встановлено для *P. planorbis* і *B. tentaculata*, по 3,28%. У решти молюсків (*L. corvus*, *L. palustris*, *V. viviparus*, *Contectiana listeri* (Forbes et Hanley, 1853) метацеркарії *E. recurvatum* знаходили по одному разу, індекс трапляння до загальної кількості водойм по 1,64%.

Метацеркарії *E. cinctum* і *E. mijagawai* виявлено у двох (*L. stagnalis*, *L. ovata*) і трьох видах молюсків (*L. stagnalis*, *P. planorbis*, *P. corneus*), у регіоні трапляються зрідка, і тому оцінити роль окремих видів хазяїв у їх поширенні досить важко.

Резюмуючи вищезазначене відмітимо, що провідну роль у поширенні трематод родини Echinostomatidae відіграють молюски *L. stagnalis* і *P. corneus*, досить поширені у регіоні, чи навіть у конкретній водоймі. Розподіл метацеркарій певних видів трематод визначає насамперед дія екологічних факторів, зокрема видовий склад угруповань молюсків і їх кількісне співвідношення, що опосередковано пов'язано як з гідрологічними умовами, так і характером біоценозу та зумовлює в цілому ймовірність зустрічі особин паразитів і хазяїв. Ці ж самі чинники визначають і видовий склад хазяїв на регіональному рівні та особливості досліджуваного регіону порівняно з іншими.

Список використаних джерел

1. Житова О. П. Фауна трематод (Trematoda: Digenea) червононогих молюсків (Mollusca: Gastropoda) у водних екосистемах Українського Полісся : монографія. Житомир : Видавництво «НОВОград», 2023. 288 с.

2. Житова О. П. Паразито-хазяїнні відносини у системі трематоди прісноводні гастропода (на прикладі Українського Полісся). Київ, 2015. 47 с.

3. Стадниченко А. П. Метацеркарії трематод (*Plathelminthes, Trematoda*) – паразити прісноводних молюсків України. *Вісник Львівського університету*. Сер. : біологічна. 2014. № 65. С. 288-295.

Kuris A. M., Hechinger R. F., Shaw J. C., Whitney K. L., Aguirre-Macedo L., Boch C. A., Dobson A. P., Dunham E. J., Fredensborg B. L., Huspeni T. C., Lorda J., Mababa L., Mancini F. T., Mora A. B., Pfluger W. Ecosystem energetic implication of parasite and free-living diomass in three estuaries. *Nature*. 2008. Vol. 454. P. 515-518.

УДК 591.619:594.3(477.41/.42)

ПАРАЗИТИ ПЕРЛІВНИЦЕВИХ (MOLLUSCA: BIVALVIA: UNIONIDAE) ЦЕНТРАЛЬНОГО ПОЛІССЯ

О. В. Павлюченко

Житомирський державний університет імені Івана Франка
вул. Велика Бердичівська, 40, Житомир, 10008, Україна

Молюски родини Unionidae є хазяями низки паразитів, що належать до різних систематичних груп. У перикардії та нирках перлівницевих локалізується гельмінт *Aspidogaster conchicola* Baer, 1827. У мантийній порожнині уніонід оселяються кліщі роду *Unionicola*. Метою нашого дослідження є виявлення цих паразитичних видів у перлівницевих Центрального Полісся та встановлення рівня зараженості молюсків.

Матеріалом для дослідження слугували власні збори, здійснені у водоймах та водотоках в межах 9 географічних пунктів Центрального Полісся. Враховували лише таксони із загально визнаним видовим статусом [2, 4]. У місцях збору перлівницевих методом площадок визначали щільність поселення особин. Для виявлення аспідогастрів відпрепарувували навколосерцеву сумку і нирки, оглядали їх вміст, реєструючи при цьому кількість паразитів та

особливості їх розміщення. Для визначення наявності кліщів оглядали внутрішню та зовнішню поверхні мантиї, півз'ябри, поверхню нутрянного мішка, проксимальну частину ноги молюсків. Підраховували інтенсивність та екстенсивність інвазії.

Для гельмінта *A. conchicola* характерна широка гостальна специфічність, адже в Україні його знайдено у всіх видів родини Unionidae (*Unio pictorum*, *U. tumidus*, *U. crassa*, *Anodonta cygnea*, *A. anatina*, *Pseudanodonta complanata*, *Sinanadonta woodiana*) [1, 3]. У водоймах Центрального Полісся аспідогастрів зареєстровано як у всіх аборигенних видів перлівницевих, так і у інвазійного виду цієї родини. Інтенсивність інвазії молюсків цим червом у досліджуваному регіоні становить 1–5,6 екз. (*Unio* – 1–3,3, *Sinanadonta* – 1–2,5, *Pseudanodonta* – 1–5,6, *Anodonta* – 1,3–4 екз.).

Екстенсивність інвазії різних видів перлівницевих аспідогастрами коливається в широких межах. За нашими спостереженнями, високі показники зараженості характерні зазвичай для *U. tumidus*, *U. crassa*, *A. anatina*, причому найвищу екстенсивність інвазії зареєстровано в *U. tumidus* (40-47%).

Водночас рівень зараженості перлівницевих *A. conchicola* може суттєво залежати від структури популяції молюсків в конкретному біотопі. Так, у р. Гуйва (с. Гуйва Житомирської обл.) головним хазяїном аспідогастрів є *U. tumidus*, оскільки саме у цього виду зареєстровано більшу частку знайдених паразитів. Другорядним хазяїном *A. conchicola* у цьому біотопі є *A. anatina*, допоміжним – *U. pictorum*. За відсутності у біотопі *U. tumidus* (став, с. Романівка Житомирської обл.) головним хазяїном аспідогастрів може бути *A. anatina*, допоміжними – *U. pictorum* та *S. woodiana*. У водоймах досліджуваного регіону *A. cygnea* та *U. crassa* трапляються рідко, відповідно ці види є лише рідкісними хазяями аспідогастрів.

Суттєво впливає на показники зараженості молюсків аспідогастрами щільність поселення хазяїв. За результатами наших досліджень значення екстенсивності і інтенсивності інвазії зростають із підвищенням щільності поселення перлівницевих. Це пов'язано з тим, що за таких умов ймовірність зараження нових особин зростає. Ми неодноразово спостерігали зростання показників зараженості у різних видів (зокрема, в *U. tumidus*, *U. pictorum* та *A. anatina*) за високої щільності популяції молюсків на 23-42%.

Гельмінт *A. conchicola* локалізується у перикардії і нирках перлівницевих, тому топічну специфічність паразита слід вважати досить вузькою. Зазвичай аспідогастри розташовуються у місцях стикання передсердь із стінками перикардію (біля 40% випадків). Також паразитів відмічено поблизу рено-перикардіальних отворів, у протилежних їм задніх кутах навколосерцевої сумки та у її верхній частині. Такі особливості локалізації можуть свідчити про те, що гельмінти уникають контакту з шлуночком серця тварин.

Кліщів роду *Unionicola* знайдено лише у *A. anatina*, причому у молюсків, зібраних лише у стоячих водоймах. Зазвичай ці членистоногі локалізуються на мантиї, зовнішніх та внутрішніх півз'ябрах, на поверхні вісцерального мішка та на поверхні проксимальної частини ноги хазяїна. За високої інтенсивності інвазії кліщі заповзають також всередину півз'ябер, де розміщуються між

філаментами. Нами паразитів виявлено лише на мантиї та на півз'ябрах *A. anatina*, рівень зараженості особин незначний і становить 3-9 екз.

Отже, гельмінта *A. conchicola* зареєстровано у 7 видів перлівницевих. Головним хазяїном аспідогастрів у водоймах Центрального Полісся є *U. tumidus*, другорядним – *A. anatina* (в окремих випадках також може бути головним). Допоміжним хазяїном є *U. pictorum*, а також *S. woodiana*. Усі інші види родини Unionidae є рідкісними хазяями *A. conchicola*. У водоймах досліджуваного регіону кліщів роду Unionicola знайдено лише у *A. anatina*.

Список використаних джерел

1. Павлюченко О. В. *Aspidogaster conchicola* Baer, 1827 – паразит перлівницевих (Mollusca, Bivalvia, Unionidae) України : монографія. Житомир : Вид-во ЖДУ ім. І. Франка, 2018. 124 с.
2. Glöer P., Meier-Brook C. Süßwassermollusken: Ein Bestimmungsschlüssel für die Bundesrepublik Deutschland. Hamburg : DJN, 1998. 136 p.
3. Pavluchenko O. V., Yermoshyna T. V. Parasites of unionid molluscs (Bivalvia, Unionidae) and their effect on the body of molluscs. *Regulatory Mechanisms in Biosystems*. 2017. Vol. 8. № 4. P. 482-488.
4. Piechocki A., Dyduch-Falniowska A. Mięczaki (Mollusca). Małże (Bivalvia). Warszawa : PWN, 1993. 204 p.

УДК 594:616.995.122

АНАЛІЗ РОЛІ ПРІСНОВОДНИХ МОЛЮСКІВ У РОЗВИТКУ ЗБУДНИКІВ ТРЕМАТОДОЗІВ ЛЮДИНИ

О. В. Романенко, О. М. Гурняк

Національний медичний університет імені О.О. Богомольця
проспект Берестейський, 34, Київ, 03057, Україна

Серед поширених у світі трематод є види, що можуть оселятися в організмі людини, використовуючи її як остаточного хазяїна і порушуючи в неї важливі фізіологічні процеси. При цьому в життєвому циклі певних видів трематод є один проміжний хазяїн – наявний в гідроекосистемі відповідний червоногий моллюск, а в інших видів трематод трапляються два проміжних хазяїни, першим з яких є присутній в гідроекосистемі відповідний червоногий моллюск, а другим – відповідний представник ракоподібних або риб, наприклад: у *Fasciola hepatica* (збудника фасціольозу) проміжним хазяїном є ставковик малий *Galba truncatula*; у *Schistosoma mansoni* (збудника кишкового шистосомозу) проміжним хазяїном є представник роду *Biomphalaria*; у *Schistosoma japonicum* (збудника японського шистосомозу) проміжним хазяїном є представник роду *Oncomelania*; у *Schistosoma haematobium* (збудника сечостатевого шистосомозу) проміжним хазяїном може бути представник роду *Bulinus*, роду *Planorbis* або роду *Planorbarius*; у *Opisthorchis felinus* (збудника опісторхозу) першим проміжним хазяїном є представник роду *Bithynia*, зокрема *Bithynia leachi*, а другим проміжним хазяїном – представник родини Коропові

(Cyprinidae); у *Metagonimus yokogawai* (збудника метагонімозу) першим проміжним хазяїном є представник роду *Melania*, зокрема *Melania libertina*, а другим проміжним хазяїном буває представник родини Коропові (Cyprinidae) або родини Лососеві (Salmonidae); у *Nanophyetes salmincola* (збудника нанофієтозу) першим проміжним хазяїном є представник роду *Semisulcospira*, а другим проміжним хазяїном буває представник родини Коропові (Cyprinidae) або родини Лососеві (Salmonidae); у *Clonorchis sinensis* (збудника клонорхозу) першим проміжним хазяїном може бути представник роду *Bithynia* або роду *Parafossularis*, а другим проміжним хазяїном стає представник родини Коропові (Cyprinidae), родини Бичкові (Gobiidae) або родини Оселедцеві (Clupeidae); у *Paragonimus ringeri* (збудника парагонімозу) першим проміжним хазяїном може бути представник роду *Oncomelania* або роду *Semisulcospira*, а другим проміжним хазяїном стає представник ракоподібних роду *Cambarus*, роду *Procambarus*, роду *Macrobrachium*, роду *Eriocheir* або роду *Potamon* [1]. Поширення конкретного трематодозу серед населення певної місцевості залежить від багатьох чинників. Одним з прогностичних індикаторів цього процесу може бути присутність личинкових стадій розвитку паразита в організмі проміжного хазяїна. Так, у природному осередку опісторхозу на території Сумської області відповідна личинкова стадія розвитку *Opisthorchis felineus* виявлялася у майже 3 % тих досліджених червононогих моллюсків, що потенційно могли слугувати першим проміжним хазяїном названого паразита [2; 3].

Враховуючи потребу в розробці і впровадженні заходів з індивідуальної та громадської профілактики паразитарних хвороб, актуальним питанням постає формування в здобувачів вищої освіти умінь з виявлення відповідних видів трематод та їхніх проміжних хазяїнів [4]. У зв'язку з цим варто відзначити, що Законом України «Про вищу освіту» №1456-VII від 1 липня 2014 року акцентовано увагу на потребі у набутті здобувачами першого (бакалаврського) рівня вищої освіти навичок, необхідних для розв'язування відповідних складних та спеціалізованих задач; а здобувачами другого (магістерського) рівня – для розв'язування задач дослідницького й інноваційного характеру; третього (освітньо-наукового) рівня – для розв'язування комплексних професійних проблем, а також таких у дослідницько-інноваційній сфері [5].

Враховуючи наведене, окрім загальноприйнятих у вивченні згаданих вище представників тваринного світу підходів [6], заслуговує на увагу долучення у навчальний процес з підготовки майбутніх фахівців також засобів музейної педагогіки, основу чого можуть складати, наприклад, зоологічні колекції, зібрані у понад 20 університетських музеях України природничого напрямку [7; 8; 9; 10]. Причому згідно Закону України «Про музеї та музейну справу» від 29 червня 1995 року № 249/95-ВР на музеї покладається використання їхніх зібрань з науковою та освітньою метою [11]. У зв'язку з означеним вище, вкрай корисним для вивчення і впровадження є багатий досвід Національного науково-природного музею НАН України та Державного природознавчого музею НАН України з дослідження музейних предметів і

колекцій та їхнього представлення широкому загалу наукової молоді, з розвитку творчої взаємодії з закладами освіти і науковими установами.

Список використаних джерел

1. Романенко О. В. Гідроекологічні аспекти поширення збудників трематодозів. *Екологічні науки: науково-практичний журнал*. Київ : Видавничий дім «Гельветика», 2022. № 2 (41). С. 135-140.

2. Данильченко О. С. Вплив забруднених річкових вод на здоров'я людини (на прикладі Сумської області). *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. 2018. № 1 (48). С. 37-45.

3. Данильченко О. С., Крупська С. І., Винарчук О. О. Захворюваність на опісторхоз як наслідок природних та антропогенних факторів (на прикладі Сумської області). Monografia pokonferencyjna 27 Konferencji Międzynarodowej Naukowo-Praktycznej "Science, Research, Development" (Krakow, 30-31.03.2020). Warszawa, Wydawca "Diamond trading tour", 2020. С. 28-32.

4. Кравчук М., Гурняк О., Романенко О. Формування природничо-наукової компетенції у студентів при вивченні медичної паразитології. *European Humanities Studies: State and Society / Europejskie Studia Humanistyczne: Państwo i Społeczeństwo*. 2021. № 3. Р. 97-107.

5. Про вищу освіту: Закон України від 1 липня 2014 р. № 1556-VII. [Електронний ресурс]. URL.: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1556-18#Text> (дата звернення: 15.12.2023).

6. Романенко О. В., Кравчук М. Г., Грінкевич В. М., Костильов О. В. Медична біологія : посібник з практичних занять. Київ : ВСВ «Медицина», 2020. 472 с.

7. Рекеда Н. М., Довбня М. О., Єрмошина Т. В. Університетські музеї природи як осередки освітньої і наукової діяльності. *Біологічні дослідження – 2019: збірник наукових праць*. Житомир : «Полісся». 2019. С. 377-380.

8. Самойленко Л. Освіта в музеї й музейна освіта в історії Київського університету. *Вісник Київського національного університету. Історія*. 2016. № 4. С. 53-62.

9. Шидловський І. В. Стан і перспективи розвитку зоологічних музеїв університетів України. *Сучасні аспекти природничої музеології : матеріали II міжнародної науково-практичної конференції. (Київ-Канів, 11-13 вересня 2012 р.)*. Київ, 2012. С. 23-24.

10. Федонюк Л. Я., Ярема О. М., Ястремська С. О. Музейна педагогіка та її роль у навчальному процесі медичних закладів вищої освіти. *Медсестринство*. 2022. № 1. С. 22-28.

11. Про музеї та музейну справу: Закон України від 29 червня 1995 р. № 249/95-ВР. [Електронний ресурс]. URL.: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/249/95-%D0%B2%D1%80#Text> (дата звернення 05.02.2024).

УДК [(576.89:594.125):591.53]

**ОСОБЛИВОСТІ СТРУКТУРИ СИМБІОТИЧНИХ УГРУПОВАНЬ
МОЛЮСКІВ *DREISSENA POLYMORPHA* ТА *D. BUGENSIS* ЗА
СПІЛЬНОГО ІСНУВАННЯ**

В. І. Юришинець

Інститут гідробіології НАН України
пр-т Володимира Івасюка, 12, Київ-210, 04210, Україна

В умовах всеосяжної антропогенної трансформації природного середовища двостулкові молюски, які мають високий репродуктивний потенціал та/або значні межі толерантності до дії чинників оточуючого середовища, здатні активно розселятися за межі своїх природних ареалів. Молюски-вселенці часто відіграють катастрофічну роль для нових екосистем, у які потрапляють – унаслідок чисельного розвитку, перебудови екосистемних потоків речовини та енергії, заміщення місцевих видів та ін.

Прикладом інвазивних чужорідних видів, які спричиняють істотний вплив на набуті екосистеми, є представники понто-каспійського фауністичного комплексу – *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771) та *Dreissena bugensis* (Andrusov, 1897). Займаючи домінуюче становище у макрозообентосі та перифітоні, поселяючись на черепашках молюсків, дрейсени здатні витіснити аборигенні види молюсків-фільтраторів та створювати суттєві біоперешкоди у водокористуванні. Відомим прикладом індукованої цими молюсками трансформації екосистем є вражаючі зміни, які були викликані дрейсенами в прісноводних екосистемах Північної Америки [1].

Негативний вплив дрейсен на набуті водні екосистеми та водокористування став поштовхом до вивчення симбіонтів (включно з паразитами) цих молюсків з метою пошуку ефективних біологічних регуляторів їхньої чисельності [1, 2].

У своїх багаторічних дослідженнях симбіонтів дрейсен [3-5] ми декілька разів зверталися до теми особливостей формування симбіоценозів молюсків *D. polymorpha* та *D. bugensis*, однак, нові результати власних досліджень та дані, отримані іншими науковцями [1], вимагають актуалізації висвітлення цієї проблеми.

Нами встановлено, що угруповання симбіонтів *D. bugensis* має істотно бідніший видовий склад, у водоймах України виявлено лише 7 таксонів симбіонтів, порівняно з 14 – у *D. polymorpha* [5]. Навіть деякі спільні види симбіонтів демонструють різну екстенсивність (ЕІ) та інтенсивність (ІІ) інвазії. Для молюсків *D. polymorpha* характерні більш високі показники інвазії (ЕІ, ІІ) інфузоріями *Conchophthirus acuminatus* (Claparède et Lachmann, 1858), *Sphenophrya dreissenae* Dobrzanska, 1958, *Hypocomagalma dreissenae* Jarocki et Raabe, 1932. Для молюсків *D. bugensis* характерна більш висока, порівняно з *D. polymorpha*, екстенсивність інвазії інфузоріями *Ancistrumina limnica* Raabe, 1967 і метацеркаріями трематод родини Echinostomatidae (ІІ теж істотно вища). Відмінності в показниках інвазії спостерігалися як при спільному, так і

окремому мешканні [3].

Спостереження 2023 року виявили нові факти, які можуть свідчити про те, що симбіотичні угруповання двох видів дрейсен істотно відрізняються.

Комплексні гідробіологічні дослідження модельних ділянок Канівського водосховища (р. Дніпро) у 2023 році виявили, що угруповання вільноживучих та симбіотичних гідробіонтів формувалися в умовах просторових порушень (тривалий аномально високий рівень води у травні-червні) та значного вмісту доступної органічної речовини, що супроводжувались процесами активної бактеріальної деструкції, чисельним розвитком евтрофних та умовно-патогенних бактерій.

У таких умовах вперше за понад ніж 20 років спостережень було виявлено спалах чисельності інфузорій *Ophryoglena* sp., які паразитують у гепатопанкреасі моллюсків *D. polymorpha* (ЕІ: 30-90%, ІІ: 1-30 екз./особ.). Попри те, що вйчастих *Ophryoglena* sp. постійно виявляли у *D. polymorpha* протягом літнього та осіннього сезону в бентосі, перифітоні, обростаннях на черевоногих та двостулкових моллюсках, у моллюсків *D. bugensis* не було жодної реєстрації інфузорій цього виду.

Аналіз морфологічних ознак вйчастого апарату *Ophryoglena* sp. поки не дозволив віднести виявлених особин до відомого виду *Ophryoglena heterophaga* Molloy, Lynn, Giamberini, 2005, який описаний з *D. polymorpha*. Також наші дослідження не підтверджують холоднолюбність *Ophryoglena*, про яку свідчать інші дослідники симбіонтів дрейсен [1]. З певною імовірністю можна припустити виявлення у дрейсен різних видів *Ophryoglena*, деякі з яких є вільноживучими (інфузорії цього роду є гістофагами), а деякі – облігатними симбіонтами *D. polymorpha* [1, 3].

Таким чином, результати досліджень свідчать не лише про вторинність (по відношенню до *D. polymorpha*) за походженням симбіотичного угруповання *D. bugensis*, але й про присутність у симбіотичному угрупованні *D. polymorpha* видів-спеціалістів, які не поширюються у популяціях *D. bugensis* навіть за спільного існування двох видів у колоніях.

Список використаних джерел

1. Karatayev A. Y., Molloy D. P., Burlakova L. E. Natural Enemies of Zebra and Quagga Mussels: Predators, Parasites, and Ecological Competitors. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture*. 2024. № 32 (1). P. 1-80.
2. Molloy D. P., Karatayev A. Y., Burlakova L. E., Kurandina D. P. Natural Enemies Of Zebra Mussels: Predators, Parasites, and Ecological Competitors. *Reviews in Fisheries Science*. 1997. № 5 (1). P. 17-97.
3. Юришинець В. І. Симбіоценози гідробіонтів як компоненти прісноводних екосистем. Київ : Наук. думка, 2013. 120 с.
4. Юришинець В. І., Овчаренко М. О., Курандіна Д. П., Низовська Л. В. Симбіофауна моллюсків роду *Dreissena* у водоймах України. *Таврійський наук. вісник: Зб. наук. праць*. Херсон, 2003. № 29. С. 255-258.
5. Юришинець В. І. Симбіотичне угруповання моллюсків *Dreissena bugensis* (Andrusov, 1897) у водних об'єктах України. *Біологія та екологія*. 2019. Т. 5. № 2. С. 19-23.

УДК 574.2: 594.3

ХИЖИЙ АКВАРІУМНИЙ МОЛЮСК ANENTOME HELENA

Д. А. Вискушенко

Житомирський державний університет імені Івана Франка,
вул. В. Бердичівська, 40, Житомир, 10008, Україна

Захоплення акваріумом стало в наш час досить поширеним хоббі в Україні та світі. Все більше маловідомих дотепер видів гідробіонтів різних систематичних груп пропонуються для утримання. Молюски в акваріумі є важливою частиною біоценозу, що утворюється з часом за умови належного догляду та дотримання основних правил утримання гідробіонтів. Молюски є життєво важливими для екосистеми акваріума. Багато нових видів, які раніше були маловідомими для нашої країни, останнім часом стають все більш поширеними. Хелена (*Anentome helena*) є одним із видів, який вже досить поширений у прісноводних акваріумах нашої країни. На наш погляд, з точки зору акваріуміста, хижість є ключовою характеристикою цього гідробіонта. Ми обрали цей об'єкт саме через це. Вважаємо, що виявлення переваг і недоліків стосовно утримання цього відносно нового акваріумного молюска є надзвичайно важливим і актуальним.

Також нам було цікаво дізнатися про те, як хелени розмножуються в акваріумі. Хочемо звернути увагу на те, що дослідження, опубліковані щодо цього молюска у вітчизняній літературі, є досить фрагментарними та часто неповними щодо його особливостей утримання та розмноження в акваріумі. Ми знайшли додаткові дані на кількох спеціалізованих форумах і блогах. Але слід відмітити, що подібні джерела часто містять сумнівну інформацію.

Як відомо, хелени родом із Південно-Східної Азії. Забарвлення мушлі, у якому коричневі смуги змінюються жовтими, досить, на наш погляд, ефектне та яскраве. Саме тому деякі акваріумісти називають цих молюсків «равлик-джміль». Як правило, тіло молюска має сіро-жовтий відтінок з різними варіаціями та невеликими плямами. Черепашка має ребристу та конічну форму. Дорослий гідробіонт може мати розмір від півтора до трохи більше двох сантиметрів. У *A. helena* є досить довгий хоботок, за допомогою якого вона висмоктує тіло інших молюсків.

Хелени не дуже складно транспортувати. Вони здатні закриватися кришечкою та можуть залишатися в спокої протягом досить тривалого часу. Ці молюски стають дуже популярними як в Україні, так і за кордоном, в тому числі і завдяки своїй стійкості до змін навколишнього середовища під час транспортування.

Досліджуючи особливості сумісного утримання хелен з іншими гідробіонтами, ми дійшли до думки, що вони є неагресивними по відношенню до риб та креветок. Хоч дехто також стверджує, що ці молюски можуть атакувати невеликих риб, особливо вночі. Вогняний барбус, даніо

регіо, кардинал, тернеція, пецилії «мікі маус», червоноголові тетри та анцитруси – це деякі з популярних акваріумних риб, які ми утримували разом з хеленою. Утримання тривало не менше півроку. На даний момент ми можемо впевнено стверджувати, що хелена не нападає на згаданих вище гідробіонтів. Однак, цей моллюск, як і всі інші моллюски в акваріумі, може знайти загиблих рибок і харчуватися ними.

Для вивчення утримання хелен разом з прісноводними креветками ми використали селекційну форму неокаридини *Neocaridina heteropoda*, відому як «блю дрім». Рід *Neocaridina* включає прісноводні види креветок, що мешкають у Китаї, Японії, Кореї, В'єтнамі та Тайвані [2]. В останні роки багато з цих видів набувають все більшої популярності в акваріумній індустрії. Зокрема, генетичні модифікації *N. heteropoda* популярні через яскраве забарвлення, що може включати різні відтінки червоного (червона вишня), жовтого (жовта креветка) і синього (неокаридіна синя або ж блю дрім). Одні досвідчені акваріумісти вважають, що ці два гідробіонта можуть спокійно жити разом. З іншого боку, є акваріумісти, які стверджують, що культивувати їх у одному акваріумі категорично не потрібно, оскільки хелена може нападати на згадані вище креветки. Крім того, є кілька відео, на яких хелена наче б то поїдає креветок, коли вони все ще живі. Ми більше року утримували обговорюваних тварин у одному акваріумі. На даний момент можемо стверджувати, що будь-яких нападів хелени на креветок не зафіксовано. Під час линьки неокаридин, коли вони є надзвичайно вразливими до всіх інших гідробіонтів [1], можливо, щось схоже і відбувається. У цей час креветки намагаються сховатися в заростях рослинності або інших важкодоступних місцях акваріуму. Тим не менш, ми помітили, що деякі дорослі особини хелен у акваріумі з креветками намагаються залишатися в заростях рослинності. Причиною цього, крім ймовірного полювання на неокаридин, може бути також пошук залишків корму, який не змогли з'їсти інші акваріумні гідробіонти. Хочемо підкреслити, що в акваріумі не було жодного моллюска, на якого вони могли б полювати. З іншого боку, ми не бачили жодного нападу хелени на неокаридин. Спостереження будуть продовжуватися.

Здатність хелен вирішувати проблему надлишкового розмноження інших акваріумних моллюсків є ще однією перевагою утримання хелен в акваріумі. Так, ми провели наступний аналіз. У 80-літровому акваріумі з досить великою кількістю моллюсків роду *Physa* було поміщено двадцять п'ять екземплярів хелени. У цьому акваріумі буквально за два місяці фізи повністю зникли. Таким чином, можна з упевненістю стверджувати, що хелена є досить ефективним біологічним засобом боротьби з небажаними моллюсками в акваріумі.

Розведення хелени в акваріумі не вимагає складних зусиль від акваріуміста. За сприятливих умов для цього виду в акваріумі з часом популяція обговорюваного виду буде збільшуватись. Слід зазначити, що неозброєним оком неможливо відрізнити самців від самок цього виду за зовнішніми ознаками. Отже, для нормального відтворення популяції

необхідно забезпечити достатню початкову кількість екземплярів обох статей.

Список використаних джерел

1. Вискушенко Д. А., Максименко Ю. В., Андрійчук Т. В., Молчанова М. В. Особливості утримання прісноводних креветок в акваріумі. *Implementation of modern technologies in science : proceedings of the XIII International Scientific and Practical Conference. Varna, 2022. С. 42-44.*
2. Liang X. On new species of atyid shrimps (Decapoda, Caridea) from China. *Oceanologia et Limnologia Sinica. 2002. Vol. 33. P. 167-173.*

УДК 595.4(100+477)

ОСОБЛИВОСТІ ГЕЛІЦЕКУЛЬТУРИ В СВІТІ ТА УКРАЇНІ

В. М. Овдіюк

Житомирський державний університет імені Івана Франка
вул. Велика Бердичівська, 40, Житомир, 10008, Україна

Вирощування наземних молюсків родини Helicidae у світі стає все більш популярним видом бізнесу через зростання попиту на цей продукт в гастрономії, косметології та медицині. Варто зазначити, що щороку в світі також зростає споживання продукції геліцекультури і в кулінарії, зокрема, європейці в рік з'їдають до декількох сотень тон на рік. Отже, геліцекультура стає все більш популярним видом бізнесу в різних країнах світу.

Значення равликів у харчуванні було відоме з античних часів завдяки їхнім смаковим якостям і харчовій цінності. М'ясо молюсків відзначається високим вмістом білка, порівняно з курячим яйцем, при цьому воно не містить холестерину жирів і інших шкідливих речовин. Це робить його відмінним варіантом харчування для людей, які стежать за своїм здоров'ям та страждають від алергічних реакцій. Варто зазначити, що м'ясо равликів також відоме своїми афродизіакальними властивостями. [4]

У сучасному світі споживається більше 850 тисяч тон равликів, їх ринкова вартість становить близько 12 мільярдів доларів. Лише 15 % геліцид вирощують на спеціалізованих фермах, решту – збирають у дикій природі. Головним споживачем равликів є Китай, який забезпечує понад 40 % від усього світового імпорту. Європейські країни, зокрема Італія і Франція, також є значними покупцями равликів. Прогнозується, що попит на равликів в Азії та Європейському Союзі залишиться високим у найближчі десятиліття. Споживання равликів у США включає різноманітні форми, від свіжих до заморожених молюсків. Основними експортерами є Франція, Індонезія, Греція та Китай, а США експортують равликів у понад 13 країн, зокрема, до Японії, Нідерландів та Великобританії [2]. Ці країни розвивають методи вирощування, управління та розведення равликів, щоб забезпечити високу якість продукції для споживачів. Такий бізнес може бути вигідним, адже попит на цей продукт стабільно зростає в різних кулінарних культурах по

всьому світу. В Україні також спостерігається стрімкий ріст виробництва та експорту равликів. У 2023 році українські фермери виростили близько 300 тон наземних молюсків роду *Helix*. [3].

Геліцекультура (від англ. heliculture) – це промислове вирощування равликів для споживання в їжу або для отримання слизу, який використовується у косметичній та медичній промисловості [1, с. 67].

Вирощування равликів – це відповідальний і складний процес, який вимагає уваги до деталей і дотримання певних умов для забезпечення здоров'я та швидкого росту молюсків. Деякі особливості їх вирощування узагальнено в таблиці.

Таблиця 1

Основні складові геліцекультури

№ п/п	Фактори	Характерні особливості технологічного процесу
1.	Температурний режим	чутливість до температурних змін, тому важливо забезпечити стабільні температурні умови на фермі. Більшість видів равликів комфортно почуваються при температурі від 15°C до 25°C.
2.	Вологість	потребують високої вологості. Важливо забезпечити належний рівень вологості у приміщенні або в теплиці.
3.	Годування	харчуються рослинною їжею, такою як листя салату, кропу, моркви тощо. Важливо забезпечити їм доступ до свіжої та якісної їжі.
4.	Гігієна	належний санітарний стан. Потрібно регулярно чистити і обробляти приміщення, щоб уникнути зараження равликів шкідниками або хворобами.
5.	Контроль якості	важливо вести моніторинг стану здоров'я та розвитку равликів; вчасно виявляти та вирішувати будь-які проблеми.
6.	Розмноження	врахування особливостей щодо розведення равликів в розрізі їх видів.

Як бачимо, процес вирощування равликів передбачає дотримання ряду факторів. Зокрема, найбільш важливими є температурний режим та вологість, особливості раціону харчування; гігієнічні нормативи щодо утримування та вирощування; контроль якості в частині моніторингу за здоров'ям та розвитком равликів, а також сам процес їх розмноження.

Розглянемо особливості технологічної карти вирощування равликів в штучних умовах (ферма) (рис. 1).

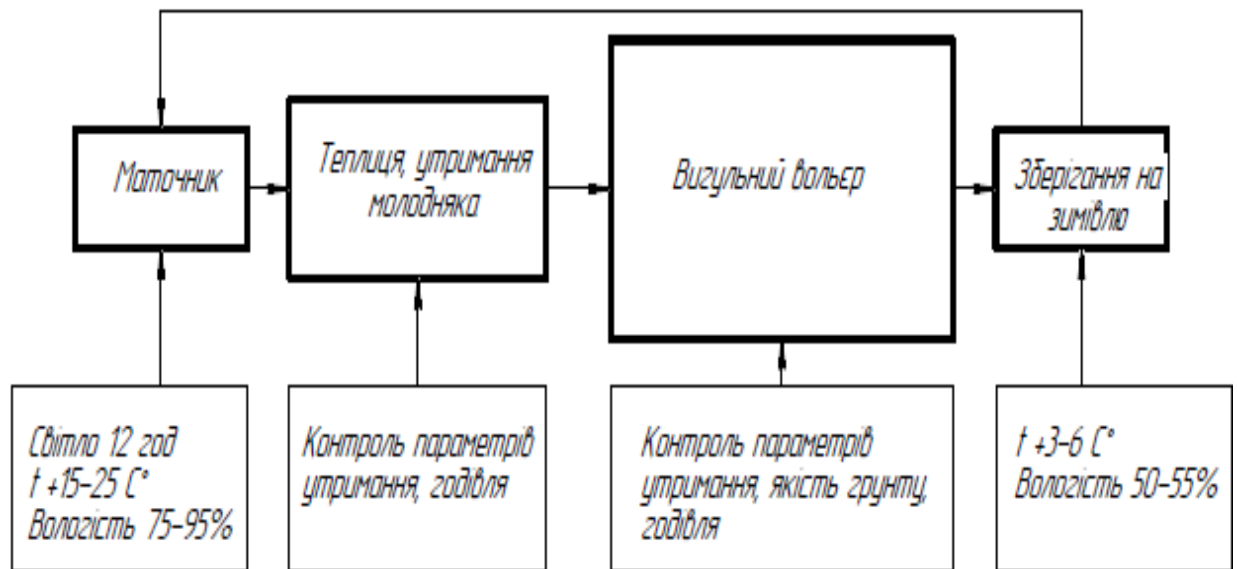


Рис. 1. Модель технологічної карта вирощування равликів в штучних умовах (закритого типу).

До основних складових ферми можна віднести маточник (світловий режим 12 годин при температурному режимі в межах $+15-25^{\circ}\text{C}$ і забезпеченням вологості 75-95%). Наступними складовими ферми є теплиця для утримання молодняка та вугільний вольєр. Варто зазначити, що зберігання тварин на зимівлю потребує також специфічних умов в межах з певним температурним режимом та рівнем вологості. Таким чином, вирощування равликів може бути цікавим та прибутковим видом сільськогосподарської діяльності, якщо створити відповідні умови та забезпечити належний догляд за молюсками.

Отже, вирощування равликів у світі є досить різноманітним в частині технологічних особливостей вирощування, та є сектором сільськогосподарської галузі з високим потенціалом розвитку, що відкриває широкі можливості для підприємців та фермерів.

Список використаної літератури

1. Мартуленко С. В., Дворняк Є. С. Географія промислового вирощування равликів (геліцекультура) в Україні. *Освітні й наукові виміри географії та туризму: матеріали Всеукр. наук.-практ. інтернет-конф. для студентів, аспірантів, молодих вчених (м. Полтава, 18 листопада 2020 р.)* / відп. ред. О. А. Федій; Полтав. нац. пед. ун-т імені В. Г. Короленка. Полтава, 2020. С. 6-71.
2. Математика агробізнесу: розведення равликів. *Kurkul.com – онлайн асистент фермера*. [Електронний ресурс]. URL.: <https://kurkul.com/blog/589-matematika-agrobiznesu-rozvedennya-ravlikiv> (дата звернення: 24.03.2024).
3. В Україні суттєво зросла ціна на равликів. *Журнал практичних порад для агрономів «Агрономія сьогодні»*. [Електронний ресурс]. URL.: <https://agronomy.com.ua/novyny/2075-v-ukraini-suttievo-zrosla-tsina-na-rvilykiv.html> (дата звернення: 24.03.2024).

4. Cobbinah J. R., Vink F., Onwuka D. Snail farming. Production, processing and marketing. Agredok-series № 47. Agronomisa Foundation, Wageningen, 2008. P. 78.

УДК 594.3(477)

ПОТЕНЦІАЛ РОЗВИТКУ ГЕЛІЦЕКУЛЬТУРИ В УКРАЇНІ

О. М. Овдіюк

Житомирський державний університет імені Івана Франка
вул. Велика Бердичівська, 40, Житомир, 10008, Україна

На сьогодні в світі спостерігається зростання популярності такого нового напрямку в агробізнесі як геліцекультура. Геліцекультура – це індустріальний спосіб вирощування равликів роду *Helix*, які придатні для використання в кулінарії. Зокрема, найбільш відомою стравою з равликів є ескарго у традиційній французькій кухні; у виробництві косметичних засобів та лікарських препаратів в частині використання їх слизу і т.д.

Використання равликів у харчуванні різних народів та країн має досить глибокі корені. Поясненням є те, що м'ясо равликів має високий вміст білка, заліза та амінокислот, які необхідні для здоров'я людини, а також низький рівень жиру. Як підтверджують наукові дослідження, таке м'ясо має високу харчову і поживну цінність.

Варто зазначити, що у такому продукті вміст протеїну знаходиться на рівні 12–18% (курятина – 14%), а жирів – 0,6–1,5% (в яловичині – 10%), фосфоліпідів – 50%, вуглеводів – 1,0–1,5%, мінеральних речовин 1,5–2,0%, а також містить макро- та мікроелементи. Це дозволяє застосовувати м'ясо моллюсків в дієтичному харчуванні [1].

Розглянемо сучасні тенденції розвитку геліцекультури в Україні. Так, згідно даних Держстату України за 2021 рік, Україна експортувала близько 884 т равликів на суму 2,7 мільйонів доларів США до різних країн світу, зокрема, Греції, Індонезії, Іспанії, Литви, ОАЕ, ПАР, Польщі, Сінгапуру, Словаччини, Таїланду. На сьогодні також став доступним ще один ринок – Грузія [2].

В грошовому еквіваленті експортний потенціал равликів за 2021 рік досягнув 2,8 мільйонів доларів США, що на 41,6% більше, ніж у 2020 році. Найбільшу частку українських равликів у цьому році купувала Литва (на суму 2,3 мільйонів доларів США). Також до трьох найбільших покупців увійшли Словаччина (на суму 200,9 тисяч доларів США) та Іспанія (на суму 96,5 тисяч доларів США). Зауважимо, що імпорт равликів до України є практично незначним – лише 21,2 кілограма на суму 4 тисяч доларів США за весь 2021 рік [3].

Протягом трьох кварталів 2023 року головними покупцями українських моллюсків стали Литва (69,8%), Іспанія (17,4%) та Польща (6,2%). В січні-вересні Україна експортувала 688 т моллюсків, що на 81,9% більше, ніж за аналогічний період минулого року. Щодо імпорту моллюсків за цей період, він сягнув 3,5 тисяч т, що в 2,2 рази більше, ніж за такий самий період попереднього року. Витрати на ввезення моллюсків з-за кордону також значно зросли, склавши \$11,3 мільйона

за три квартали 2023 року. Найбільшими постачальниками молюсків на український ринок у січні-вересні 2023 року були Перу (28,8%), Китай (28,5%) та Франція (17,8%). У грошовому еквіваленті експорт молюсків зріс більше ніж удвічі, до \$4,1 мільйона [4]. Отже, як бачимо, Україна нарощує свої експортні можливості на світовому ринку геліцекультури.

На сьогодні в Україні налічується до близько 300 підприємств різних форм власності, які займаються цим видом бізнесу. Зокрема, «Всеукраїнська асоціація Равлик України», яка розташована м. Дніпро, займається просуванням розвитку геліцекультури в Україні, в частині організація експорту, а також представлення даної продукції іноземній аудиторії. Активно просуває та підтримує дотримання виробниками екологічних стандартів, щодо заборони збору равликів у дикій природі. Також займається розробкою та імплементацією стандартів равликівництва в Україні.

Як бачимо, вирощування равликів може бути вигідним та цікавим бізнесом, але такий бізнес потребує певних специфічних умов. Розглянемо основні складові алгоритму започаткування такого бізнесу (табл. 1).

Таблиця 1

Алгоритм започаткування равликового бізнес-проекту

№ п/п	Алгоритм дій бізнес-проекту	Характеристика
1. Дослідження та аналіз можливостей		
а.	Дослідження ринку	Перед початком вирощування равликів важливо дослідити ринок та з'ясувати попит на цей продукт у вашій локації.
2. Технологічні особливості		
а.	Умови середовища	Тварини потребують вологого, прохолодного та затіненого місцерозташування ферми. Створення таких умов є ключовим для успішного вирощування.
б.	Годування та догляд	Регулярне годування та догляд за молюсками є важливими аспектами вирощування. Вони потребують рослинної їжі та контролю за умовами середовища.
в.	Захист від шкідників та захворювань	Потрібно розробити стратегії для запобігання розвитку шкідників та захворювань, використовуючи екологічно безпечні методи.
г.	Збір врожаю	Після досягнення равликами достатньої величини, їх можна збирати для продажу. Це можуть бути, як живі равлики, так і готова продукція до вживання.
3. Комерційна складова		
а.	Маркетинг і продаж	Розробка ефективної стратегії маркетингу та продажу, допоможе залучити клієнтів та забезпечити успішний продаж продукції.

Отже, вирощування равликів може бути вигідним та цікавим видом сільськогосподарської діяльності, якщо дотримуватися вищезгаданих кроків та ретельно планувати свою діяльність.

Список використаної літератури

1. Зубар І. В., Онищук Ю. В. Геліцекультура, як перспективний напрям агровиробництва. *Інноваційна економіка*. 2020. № 7-8. С. 33-41 [Електронний ресурс]. URL.: http://nbuv.gov.ua/UJRN/inek_2020_7-8_6 (дата звернення: 24.03.2024).

2. Українські компанії отримали нові можливості для експорту равликів до Грузії та транзитом через її територію. *Міністерство закордонних справ України*. [Електронний ресурс]. URL.: <https://mfa.gov.ua/news/ukrayinski-kompaniyi-otrimali-novi-mozhливosti-dlya-eksportu-ravlikiv-do-gruziyi-ta-tranzitom-cherez-yiyi-teritoriyui> (дата звернення: 26.03.2024).

3. Експорт українських равликів у 2021 році зріс на 47,8%. *AGROTIMES* [Електронний ресурс]. URL.: <https://agrotimes.ua/tvarinnitstvo/eksport-ukrayinskyh-ravlykiv-u-2021-roczy-zris-na-478/> (дата звернення: 26.03.2024).

4. Експорт українських равликів збільшився удвічі. *LANDLORD* [Електронний ресурс]. URL.: <https://landlord.ua/news/eksport-ukrainskykh-ravlykiv-zbilshyvsia-udvichi/> (дата звернення: 26.03.2024).

Для нотаток

Наукове видання

ЗБІРНИК НАУКОВИХ ПРАЦЬ

**МОЛЮСКИ: РЕЗУЛЬТАТИ, ПРОБЛЕМИ І
ПЕРСПЕКТИВИ ДОСЛІДЖЕНЬ**