

**Національна академія наук України
Інститут гідробіології
Гідроекологічне товариство України
Рада молодих вчених Інституту гідробіології**

**СУЧАСНА ГІДРОЕКОЛОГІЯ:
МІСЦЕ НАУКОВИХ ДОСЛІДЖЕНЬ У ВИРІШЕННІ
АКТУАЛЬНИХ ПРОБЛЕМ**

**Збірник матеріалів
IV науково-практичної конференції
для молодих вчених,
присвяченої 100-річчю
Національної академії наук України**



6–7 листопада 2017 р.

Київ 2017

Національна академія наук України
Інститут гідробіології
Гідроекологічне товариство України
Рада молодих вчених Інституту гідробіології

**СУЧАСНА ГІДРОЕКОЛОГІЯ:
МІСЦЕ НАУКОВИХ ДОСЛІДЖЕНЬ У ВИРІШЕННІ
АКТУАЛЬНИХ ПРОБЛЕМ**

Збірник матеріалів
IV науково-практичної конференції для молодих вчених,
присвяченої 100-річчю Національної академії наук України

6–7 листопада 2017 р.

Київ
2017

УДК 574.5:556.5(063)

Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем: збірник матеріалів IV науково-практичної конференції для молодих вчених, присвяченої 100-річчю Національної академії наук України. – Київ, 2017. – 62 с.

В збірнику представлено матеріали молодіжної конференції, де обговорювалися проблеми досліджень за наступними тематичними напрямками: гідробіологія, іхтіологія, біологічне різноманіття, стійкість та функціонування водних екосистем, паразитологія, екологічна гідрологія, гідрохімія, біотехнологія, охорона навколишнього природного середовища.

Для спеціалістів в галузі гідробіології, екології, гідрології, гідрохімії, аспірантів і студентів біологічних та географічних спеціальностей.



***Видання здійснено за сприяння
Гідроекологічного товариства України***

ОРГАНІЗАЦІЙНИЙ КОМІТЕТ:

С п і в г о л о в и :

– Юришинець Володимир Іванович – заступник директора з наукової роботи, д.б.н.;

– Усов Олександр Євгенович – голова Ради молодих вчених, к.б.н.

Ч л е н и о р г к о м і т е т у :

– Майстрова Надія Володимирівна – вчений секретар Інституту, к.б.н.;
Представники Ради молодих вчених Інституту гідробіології НАН України:

Ганжа Христина Дмитрівна – м.н.с., к.б.н.;

Жежеря Владислав Анатолійович – с.н.с., к.геогр.н.;

Білоус Олена Петрівна – н.с., к.б.н.;

Гончарова Марія Тимофіївна – с.н.с., к.б.н.;

Пархоменко Олександр Олексійович – пров. інж.;

Абрам'юк Ігор Ігорович – пров. інж.;

Подругіна Анна Борисівна – пров. інж.;

Степанова Таніта Ігонівна – інж. I кат.

С е к р е т а р і :

Незбрицька Інна Миколаївна – м.н.с., к.б.н.;

Батог Світлана Володимирівна – пров. інж.

ISBN 978-966-02-8337-4

© Інститут гідробіології НАН України, 2017

З М І С Т

ГІДРОЕКОЛОГІЧНЕ ТОВАРИСТВО УКРАЇНИ	5
Абрам'юк І.І. Скочування ікри та личинок деяких видів риб у р. Ріка (басейн Тиси)	7
Батог С.В. Визначення інтегрального показника стану екосистем водойм м. Києва	9
Безсонний В.Л., Пономаренко Р.В. Моніторинг поверхневих джерел питного водопостачання у випадку аварійної ситуації	11
Білоус О.П., Барінова С.С. Водорості як об'єкт індикації стану водойм України	13
Боднар О.І., Луців А.І., Вінярська Г.Б., Лукашів О.Я., Галиняк О.В., Кантицька О.О., Онуфрійчук Л.А. Розроблення умов спрямованого отримання біологічно активних речовин з водоростей	15
Борисенко М.М., Лукашов Д.В. Особливості угруповань зооперифітону в нижньому б'єфі Канівської ГЕС в осінній період	16
Ганжа Х.Д. Роль водяної рослинності в процесах трансформації фізико-хімічних форм ^{90}Sr та ^{137}Cs в озерній екосистемі	17
Гончарова М.Т., Подругіна А.Б., Юришинець І.В. Вплив екстремальних температур на структурно-функціональні характеристики геному гамарид <i>Pontogammarus robustoides</i> в умовах мікрокосму	19
Гупало О.О. Структурно-функціональна характеристика плоскирки гирлової ділянки річки Віти	21
Єрмоєнко Д.А. Особливості формування паразитоценозів деяких видів коропових риб на прикладі водойм Білоцерківської експериментальної гідробіологічної станції	23
Жежеря В.А. Вплив компонентного складу розчинених органічних речовин поверхневих вод на форми знаходження металів у розчиненому стані	25
Задорожна Г.М., Семенюк Н.Є., Качула І.Г. Видовий склад Bacillariophyta в літній період на Київській ділянці Канівського водосховища	27
Іванова Н.О. Сучасні гідрологічні умови формування інтегральних показників стану екосистеми водосховища Сасик	29
Ігнатенко І.І. Міграція та взаємозв'язок молібдену з окремими групами органічних речовин у воді озера Вербного	31
Іскевич О.В. Вплив фосфору на активність деяких ферментів енергетичного обміну коропа лускатого	32
Коваленко Ю.О. Хронічний вплив дихромату калію на вміст кортизолу та глюкози у плазмі крові гірчака звичайного <i>Rhodeus sericeus</i> (Pallas, 1776)	33
Коржов Є.І., Кучерява А.М. Вплив інтенсивності водообмінних процесів на окремі елементи гідрохімічного режиму водойм пониззя Дніпра	35
Кофонов К. Зміна вмісту глюкози в крові молоді карася сріблястого (<i>Carassius gibelio</i> В.) під впливом підвищених концентрацій амонійного азоту у воді	37
Кравцова О.В. Масовий розвиток водоростей водойм урбанізованих територій	38
Маренков О.М., Мельник С.О., Нестеренко О.С., Пилипенко Є.С. Роль фітопланктону в спектрі живлення цьогорічок сонячного окуня <i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus, 1758)	39
Марценюк В.М. Вміст аденілових нуклеотидів у тканинах окуня річкового <i>Perca fluviatilis</i> L. за дії підвищеної температури води	41
Медовник Д.В., Причепя М.В. Особливості фізіологічної адаптації аборигенних та інвазивних видів риб у малих річках урбанізованих територій	43
Незбрицька І.М. Короткочасний вплив високочастотного електромагнітного	

випромінювання на функціонування ціанопрокаріоти <i>Phormidium autumnale</i> f. <i>uncinata</i>	44
Пашук В. В., Мусій Т. О. Перспективи використання зелених мікроводоростей в фармацевтичній промисловості	45
Пришляк С. П. Формування дози опромінення повітряно-водяних рослин в оліготрофних та евтрофних водоймах	47
Симонова Н. А., Мехед О. Б. Вплив важких металів та поверхнево-активних речовин на вміст продуктів ПОЛ в тканинах коропа лускатого	48
Скоблей М. П. Розподіл металів серед фракцій з різним знаком заряду у воді річок басейну р. Тиси	50
Степанова Т. І., Морозовська І. О. Етапи формування угруповань зооперифітону та його динаміка у період виводу з експлуатації водойми-охолоджувача Чорнобильської АЕС	52
Топтиков В. А., Алексеева Т. Г., Ковтун О. А., Тоцкий В. Н. Генетические основы адаптивных возможностей черноморской рапаны <i>Rapana venosa</i> .	54
Чеботар Г. О., Чеботар С. В., Куц О. О., Чуйко В. Ю., Красницька Д. А., Чекалов В. А., Гудимов В. О., Топтіков В. А. Апробація молекулярних-маркерів для визначення генетичного поліморфізму в популяціях <i>Rapana venosa</i>	56
Шевченко І. В., Коржов Є. І. Особливості будови личинок Chironomidae в зв'язку з інтенсивністю зовнішнього водообміну	58
Шлапак О. О. Біохімічні особливості реакції коропових риб на вплив екто- та ендопаразитів	60
Алфавітний показник	61

ГІДРОЕКОЛОГІЧНЕ ТОВАРИСТВО УКРАЇНИ

Гідроекологічне товариство України, створене 19 березня 1992 р. у м. Києві, є добровільною всеукраїнською громадською організацією, яка бере участь у теоретичній, практичній та пропагандистській роботі в галузі гідроекології, гідробіології та суміжних дисциплін, спрямованих на розвиток передової науки, раціональне використання водних і біологічних, зокрема рибних, ресурсів внутрішніх водойм і морів України, їх збереження, відтворення й охорону.

Його основною метою, згідно із Статутом, є об'єднання громадян для задоволення та захисту своїх законних соціальних, наукових, екологічних, економічних, вікових, національно-культурних та інших спільних інтересів.

Завдання Гідроекологічного товариства України передбачають:

- всебічне сприяння розвитку фундаментальних і прикладних досліджень в галузі гідроекології та суміжних наук;
- широке залучення учених-гідроекологів і практиків, які працюють у галузі гідробіології та суміжних наук, до обговорення й розробки методологічних основ наукових аспектів та до розв'язання теоретичних і практичних завдань охорони вод, рибного господарства, раціонального водокористування;
- сприяння у підготовці висококваліфікованих науковців-гідроекологів та налагодження координації науково-дослідних робіт у галузі гідробіології, іхтіології та охорони природних вод, що проводяться різними відомствами;
- участь в організації допомоги його членам в підвищенні їх наукової кваліфікації; сприяння у застосуванні на практиці наукових праць, винаходів і раціоналізаторських пропозицій, виданні і реалізації їх наукових праць, участі в наукових форумах фахівців України і міжнародних з'їздах, симпозіумах, школах тощо.
- участь у заходах з наукового та культурного співробітництва з гідроекологами інших країн;
- захист пріоритету українських вчених у розв'язанні низки найважливіших проблем гідробіології, іхтіології та суміжних наук; дослідження і популяризація історії гідроекології України;
- сприяння правильній постановці і розвитку викладання гідроекологічних дисциплін у середніх та вищих закладах освіти;
- пропаганда серед широких мас населення найновіших досягнень у галузі гідроекології, гідробіології, іхтіології та суміжних наук;
- розробка науково-технічних, методичних та організаційних питань у галузі гідроекології;
- активна участь у погодженні, впорядкуванні та уніфікації гідроекологічної термінології;
- організація стажування молодих вчених і спеціалістів у провідних наукових установах і фірмах країни та за її межами;

Членами Гідроекологічного товариства України можуть бути як громадяни України, які досягли 14 річного віку, так і громадяни інших країн (наукові працівники, громадські діячі, викладачі вищих і середніх навчальних закладів, студенти, учні старших класів та ін.), що ведуть науково-дослідну, громадську, педагогічну або практичну роботу в галузі гідроекології, гідробіології, іхтіології, фізіології та біохімії водних організмів, раціонального використання водних ресурсів, охорони вод та суміжних наук, що сприяють розвитку знань в цих галузях та практичному їх використанню на базі науково обґрунтованого екологічного підходу.

Вищим керівним органом Гідроекологічного товариства України є з'їзд членів товариства, що проводиться не рідше одного разу на чотири роки, між з'їздами – Президія товариства. Президент Гідроекологічного товариства України – академік НАН України В.Д. Романенко.

На сьогодні Гідроекологічне товариство України налічує 11 відділень (Київське, Житомирське, Запорізьке, Херсонське, Чернівецьке, Вінницьке, Дніпровське, Львівське, Одеське, Тернопільське, Чернігівське).

В рамках VII з'їзду Гідроекологічного товариства України (м. Київ, 5–8 жовтня 2015 р.) була проведена наукова конференція, присвячена розгляду актуальних проблем гідроекології: «Гідроекосистеми: фундаментальні та прикладні проблеми сьогодення», у роботі якої взяли участь як вітчизняні вчені, так і науковці з інших країн.

Підводячи підсумки сучасного етапу розвитку гідроекології в Україні, слід відзначити, що в подальшому необхідно зосередити увагу наукових колективів і фахівців, що працюють в наукових установах та закладах вищої освіти, на таких питаннях:

- з'ясування механізмів збалансованого функціонування морських і прісноводних екосистем за умов комплексного антропогенного впливу та глобальних змін клімату;
- моделювання процесів і прогнозування віддалених наслідків зниження біопродуктивності та погіршення якості води у водних об'єктах за дії теплового, хімічного, радіоактивного та біологічного забруднення;
- подальший розвиток іхтіологічних досліджень з метою розробки заходів щодо збереження генофонду цінних і зникаючих видів риб та мінімізації наслідків проникнення інвазійних видів, здійснення прогнозних оцінок стану іхтіофауни у водоймах різного типу;
- поглиблення досліджень в галузі культивування гідробіонтів різних трофічних рівнів у керованих системах як основи аква- та марикультури;
- дослідження різноманіття гідробіонтів з метою розробки заходів з охорони і збереження рослинного та тваринного світу водойм і водотоків, зосередження уваги на тих видах, які внесені до Червоної книги України з метою перегляду їх охоронного статусу;
- розширення та поглиблення мікробіологічних досліджень водойм і водотоків як одного з провідних чинників у формуванні складу і властивостей водного середовища;
- зосередження уваги на розробці теоретичної концепції феномену адаптації – не тільки як засобу відповіді морських і прісноводних гідробіонтів на зміну екологічних чинників, а й стратегії, спрямованої на еволюціонування систем, що забезпечують розвиток захищеності («ізолюваності») організмів у антропогенно зміненому середовищі.

У структурі Гідроекологічного товариства України функціонує молодіжна секція, у роботі якої беруть активну участь науковці, фахівці та студенти вищих навчальних закладів, аспіранти, здобувачі наукових ступенів, небайдужі до збереження та охорони навколишнього середовища, зокрема її водних ресурсів.

Виходячи з основних завдань Товариства, Гідроекологічне товариство України та його молодіжна секція підтримали ініціативу Ради молодих вчених Інституту гідробіології НАН України та сприяли у проведенні IV науково-практичної конференції молодих вчених «Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем», присвяченої 100-річчю Національної академії наук України.

СКОЧУВАННЯ ІКРИ ТА ЛИЧИНОК ДЕЯКИХ ВИДІВ РИБ У Р. РІКА (БАСЕЙН ТИСИ)

Невід'ємною складовою міграційного циклу риб є покатна міграція, або скочування, яке полягає у переміщенні молоді риб вниз за течією. Найбільш яскраво явище покатної міграції, особливо її пасивна форма – дрифт, виражена в ранні періоди онтогенезу. Покатні міграції характерні як для прохідних, так і для жилих видів риб, відрізняється лише їх протяжність (Павлов, 2014). Існує велика кількість робіт, присвячених вивченню скочування молоді різних видів риб як у непорушених, так і у зарегульованих річках, однак, в межах України до сьогодення такі дослідження носили епізодичний характер і проводились лише у Дніпрі та деяких його притоках (Белый 1960, 1972).

Відомо, що річки Карпат характеризуються наявністю багатьох видів риб, які здійснюють досить протяжні нерестові міграції. Найбільш характерні вони для реодромних лососевих риб (дунайського лосося, хариуса, форелі струмкової), а також для багатьох корошових (підуст, марена та ін.) (Kottelat & Freyhof 2007, Мовчан 2011).

Однією із важливих водних артерій Закарпаття є річка Ріка – правобережна притока Тиси, що бере початок на південно-західних схилах Верховинського хребта та впадає до Тиси біля західної околиці м. Хуст (Маринич та ін., 1989). Річка зазнає впливу Тербле-Ріцької ГЕС, при якому в її русло перекидається значна частина стоку річки Терблї. Крім того, у 2014 році було створене водосховище малої ГЕС у с. Нижній Бистрий. Антропогенна трансформація річки обумовлює необхідність досліджень стану її іхтіофауни та репродуктивних можливостей популяцій реодромних риб, які дуже чутливі до будь-якого людського втручання в гідрологічний режим річок.

Дослідження проводились у перших декадах квітня та липня 2017 року. Ікру та личинок риб, що зносились по руслу, відбирали за допомогою ікорної сітки з прямокутним вхідним отвором розмірами 1×0,25 м, з конусом із млинового сита № 12 довжиною 1,6 м. Сітку встановлювали проти течії та експонували протягом 10 хв. Навесні дослідження проводили безпосередньо в гирлі річки, а також на декількох точках вище за течією, зокрема, в околицях с.Липча (12 км вище гирла), с. Березово (нижче ГЕС у с. Нижній Бистрий, 22 км вище гирла) та в околицях с. Протівень (вище рівня підпору водосховища, 35 км від гирла). Влітку скочування іхтіопланктону досліджували у гирлі річки та на її ділянці в межах с. Березово. Для визначення видової приналежності ікри невелику її кількість було обережно взято з нерестовища у живому вигляді для подальшої інкубації та виходу ембріонів. Ікру перевозили у річковій воді, уникаючи її перегріву. Інкубацію ікри проводили у плоскій посудині в холодильнику, поступово підвищуючи температуру води від +7 до +16 °С. При цьому робилась щоденна підміна 50% води, привезеної з річки. Вихід першого ембріона відбувся на 16-й день, а впродовж наступних 6 днів всі ембріони вийшли з ікри. Личинок визначали за допомогою визначників та довідників (Мовчан, Смірнов 1981, Коблицкая 1981, Kottelat & Freyhof 2007, Мовчан 2011).

Навесні встановлено скочування ікри підуста *Chondrostoma nasus*, яка була визначена за виведеними у лабораторних умовах личинками. Кладки ікри було виявлено у гирлі Ріки, на ділянці зі швидкою течією (1,0–1,5 м/с). Ікра була приклеєна до бокових поверхонь великих каменів, а також до дрібного гравію на дні. Експонування ікорної сітки показало, що деяка кількість ікри зноситься потоком води. Кількість виловлених ікринок за одну постановку сітки 6 квітня складала від 18 до 23, що у перерахунку на об'єм води становило 9 ± 1 ікринок/100 м³. 8 квітня кількість

дрейфуючої ікри суттєво знизилась – від 3 до 5, що в середньому становило $2 \pm 0,5$ ікринок/100 м³, при цьому на нерестовищі кількість відкладеної ікри залишалась високою. Серед всіх виловлених ікринок 66% були живими (практично прозора оболонка і перивітеліновий простір, жовтуватий зародок), 34% – незаплідненими чи пошкодженими (ікра мала повністю білий колір або від неї залишалась лише оболонка). Ще одну живу ікринку було виловлено вище по руслу, під с. Липча. В околицях с. Противень, вище водосховища, ікри виявлено не було.

Відсутність ікри підуста вище ГЕС могла бути обумовлена неможливістю його проходу через рибохід, про що засвідчували місцеві мешканці і лісники. Однак, причиною відсутності ікри вище за течією на момент наших досліджень могла бути також низька температура води, адже відомо, що нерест підуста починається при температурі $+7$ – $+8$ °C (Мовчан 2011), в той час як на найвищій з досліджених точок, у с. Противень, температура води не піднімалась вище $+4,8$ °C. Тим часом у гирлі вода вже прогрівалась до $+8,3$ °C, що й ініціювало нерест перших плідників. Знахідка одної ікринки нижче с. Липча вказує на те, що окремі плідники на той час вже піднялись і віднерестились в районі даної ділянки, і вірогідно, на момент досліджень це була найвища точка нересту підуста. Температура на даній точці вранці, під час відбору проб, сягала $+5,8$ °C, і за день цілком могла сягати необхідного для нересту мінімуму.

Влітку на досліджених ділянках серед іхтіопланктону виявлено ранню молодь марени *Barbus sp.*, бистрянки *Alburnoides bipunctatus* та яльця-андруги *Telestes souffia*. Скочування личинок риб спостерігалось як у світлу, так і в темну пору доби, при цьому кількість личинок у темряві значно зростала. Так, у с. Березово протягом дня за одну постановку ікорної сітки ловилось від 3 до 5 личинок, що у перерахунку на об'єм води становило в середньому $3 \pm 0,5$ екз/100 м³. У гирловій ділянці Ріки за одну постановку в темряві було виловлено 56 екземплярів молоді (або 45 екз/м³). Вдень серед іхтіопланктону переважали личинки бистрянки розміром від 8,0 до 14,0 мм, їх відносна чисельність становила 82%. В нічний час переважали личинки марени розміром від 10,0 до 13,0 мм, складаючи 88% іхтіопланктону. Єдиний мальок яльця-андруги розміром 22 мм був зловлений у гирлі Ріки в нічний час.

Виловлені личинки марени за всіма ознаками відповідали опису молоді марени звичайної *B. barbus*, поданому у визначнику (Коблицкая 1981), однак, переважна більшість екземплярів мала не 11–14 сегментів у хвостовому відділі, як вказується для *B. barbus*, а від 14 до 18. Оскільки у р. Ріка мешкає ще один вид марен – марена карпатська *B. carpathicus*, можна припустити, що в іхтіопланктоні траплялись личинки останньої, у якої, вірогідно, може бути більша кількість сегментів у хвості. Втім, дана систематична ознака, яка закладається під час ембріонального розвитку, залежить і від низки інших факторів, зокрема, умов зовнішнього середовища, тому наразі ми обмежились лише визначенням роду *Barbus*, допускаючи те, що знайдені личинки можуть належати до будь-якого з двох видів.

Результати досліджень вказують на певні особливості скочування деяких видів риб у гірських річках. На прикладі підуста встановлено, що його клейка демерсальна ікра внаслідок дії течії може розноситись нижче по руслу і, вірогідно, виживати у нижче розташованих ділянках річки, в яких вона осяде за рахунок вираженої негативної плавучості. На прикладі марени показано, що типовий донний вид на личинковому етапі проходить пелагічний період існування, внаслідок якого личинки переносяться від нерестовищ до розташованих нижче ділянок річки. Протяжність таких покатних міграцій може бути різною, але очевидним є те, що велика кількість молоді марени, яка віднерестилась в Ріці близько до її гирла, виноситься течією в Тису.

Отримані дані є підґрунтям для подальших досліджень низхідних міграцій молоді риб у гірських річках Карпат, що дасть змогу отримати більш повну картину щодо міграційних циклів представників їх іхтіофауни.

ВИЗНАЧЕННЯ ІНТЕГРАЛЬНОГО ПОКАЗНИКА СТАНУ ЕКОСИСТЕМ ВОДОЙМ М. КИЄВА

Важливим етапом еколого-гідрологічних досліджень є оцінка стану водних екосистем та якості їх водного середовища за ключовими (інтегральними) показниками. На їх основі базуються методи управління з метою підтримання або покращення стану водойм шляхом штучного регулювання гідрологічних умов.

Досвід багаторічних гідроекологічних досліджень на багатьох прісноводних об'єктах України (Екологическая оценка..., 1990; Оксуюк, Стольберг, 1986; та ін.) свідчить про те, що у більшості випадків за такі ключові показники стану водних екосистем правомірно використовувати вміст розчиненого у воді кисню (O_2) або концентрації органічної речовини (за біохімічним споживанням кисню – БСК). Динаміка показників O_2 та БСК відображає співвідношення основних процесів функціонування водних екосистем – первинного продукування органічної речовини і забруднення ним ззовні, з одного боку, та його деструкції, з іншого (Екологическая оценка..., 1990; Тимченко, 2006; Тимченко и др., 2017).

В якості ключових показників стану екосистем водних об'єктів також можуть виступати й інші гідрохімічні (загальна мінералізація біогенні речовини, важкі метали), гідрофізичні (завислі речовини, теплозапас тощо) та радіоекологічні характеристики. Як правило, для встановлення ключових показників необхідно проводити натурні дослідження безпосередньо на водному об'єкті.

В якості інтегрального показника стану екосистем водойм Києва нами обрано вміст розчиненого у воді кисню. Можливість його застосування розглянуто на прикладі оз. Кирилівського (представник гідрогенних водойм підгрупи стариці) (Тимченко, Дараган, 2014). Озеро було штучно поглиблено до 14–16 м. Це обумовило зміну його температурного режиму, який в теперішній час відзначається стійкою стратифікацією – влітку прямою, взимку зворотною (Батог, 2016). Наявність температурної стратифікації з чітко вираженим стрибком перешкоджає надходженню біогенних речовин з нижніх горизонтів у трофогенний шар, обумовлює послаблення фотосинтетичних процесів і лімітує продукування органічної речовини фітопланктоном. Це спричиняє формування тут кисневої стратифікації (Батог, 2016; Жежеря та ін., 2016).

Інтерес до цієї водойми викликаний наявністю низки екологічних проблем. Однією із них є те, що оз. Кирилівське є водоприймачем забруднених вод з промислових підприємств та житлових масивів, які без належного очищення потрапляють до озера разом з водами р. Сирець та оз. Богатирського. Забруднювальні речовини (нафтопродукти, СПАР та інші) частково акумулюються в донних відкладах. При тривалій температурній та кисневій стратифікації у придонному шарі формуються анаеробні умови, при яких відбувається вторинне забруднення водного середовища (Линник и др., 2016). Це негативно позначається на якості водних мас, функціонуванні гідробіонтів та водної екосистеми в цілому.

В основу методу розрахунку покладено визначення балансу ключового для оз. Кирилівського показника розчиненого у воді кисню. Враховувалися внутрішньоводоймові процеси (фізичні, хімічні та біологічні), що оцінювалися в добовому інтервалі. Крім внутрішньоводоймових процесів, метод враховує також водо-та масообмін внаслідок поверхневого притоку з оз. Богатирського та р. Сирець. В

цілому, баланс вмісту розчиненого у воді кисню для оз. Кирилівського ΔC_{O_2} (мг O_2 /дм³·доба) визначається як сума:

$$\Delta C_{O_2} = C_{\kappa} - C_n = \Delta C_{oz.K} + \Delta C_{oz.B} + \Delta C_{p.C} = (A_{oz.K} - R_{oz.K} + At_{oz.K} - G_{oz.K}) + \\ + W_{oz.B}/V_{oz.K} \times (C_{oz.B} - C_{oz.K}) + W_{p.C}/V_{oz.K} \times (C_{p.C} - C_{oz.K}),$$

де C_{κ} та C_n – початкова та кінцева концентрація кисню у воді; $\Delta C_{oz.K}$ – частка зміни концентрації розчиненого у воді кисню, обумовлена впливом внутрішніх процесів в самому озері; $\Delta C_{oz.B}$, $\Delta C_{p.C}$ – теж за рахунок поверхневого притоку з оз. Богатирського та р. Сирець; $A_{oz.K}$, $R_{oz.K}$ – валова первинна продукція та деструкція органічної речовини, відповідно, в оз. Кирилівському; $At_{oz.K}$, $G_{oz.K}$ – насичення води киснем і його поглинання, відповідно, за рахунок атмосферної аерації та хімічного окиснення органічних й неорганічних речовин в самому озері; $W_{oz.B}$, $W_{p.C}$ – об'єм поверхневого притоку вод з оз. Богатирського та р. Сирець, м³/доба; $V_{oz.K}$ – об'єм оз. Кирилівського, м³; $C_{oz.K}$, $C_{oz.B}$, $C_{p.C}$ – вміст розчиненого у воді кисню в самому озері та у воді оз. Богатирського і р. Сирець.

Функціональні характеристики екосистеми водойми (A, R, At, G) оцінюється відповідно до методики, наведеною в літературі (Оксиук, Стольберг, 1986; Экол. оценка..., 1990). Кількість кисню, що надходить у водні маси із атмосфери, визначається інтенсивністю атмосферної аерації, яка залежить від тривалості аерації та початкового вмісту розчиненого у воді кисню (Тимченко, 2006).

Для верифікації запропонованого підходу нами було проведено у літньо-осінній період (5 липня та 13 вересня 2016 р.) натурні дослідження. Проводився відбір проб води та вимір її температури на акваторії оз. Кирилівського і його притоках. Крім цього, вимірювався об'єм поверхневого притоку води з оз. Богатирського та р. Сирець. Аналіз проб на вміст розчиненого у воді кисню здійснювався за методом Вінклера (Аналітична хімія..., 2007). Для визначення продукції та деструкції органічної речовини у оз. Кирилівському застосовано результати попередніх досліджень, що були виконані науковцями Інституту гідробіології НАН України безпосередньо на цій та подібних їй водоймах (Сост. экос. Киевск. уч..., 1999; Семенюк, 2007; Иванова, Харченко, Клоченко, 2007; Харченко, Клоченко, Сосновская, 2008; Давидов, Ларионова, 2013; Екол. пробл. кийвських..., 2015). Дослідження поглинання кисню при окисненні неорганічних та органічних речовин безпосередньо на водоймі не проводилися. При розрахунках показника використовувалися існуючі літературні дані щодо перебігу цих процесів у інших водних об'єктах (Линник и др., 1995; Оксиук и др., 2001; Линник и др., 2016).

Враховуючи всі складові загального рівняння ми оцінили зміну концентрації розчиненого у воді кисню в оз. Кирилівському за вказаний 70 добовий період:

$$\Delta C_{O_2} = (0,90 - 2,69 + 0,715 - 0,80) + 0,012 + 0,006 = -1,86 \text{ мг } O_2/\text{дм}^3.$$

Результатом орієнтовних розрахунків є від'ємний баланс продукційно-деструкційних процесів в оз. Кирилівському, що свідчить про інтенсивне використання розчиненого у воді кисню на деструкційні процеси у літньо-осінній період, частка яких складає майже 70% витратної частини кисневого балансу. Аналіз всіх складових кисневого балансу цієї водойми дозволяє зробити висновок про те, що зміна

концентрації розчиненого кисню переважно залежить від внутрішньоводоймових процесів. Приріст кисню за рахунок зовнішнього водообміну не значний.

Звичайно, для більш точної оцінки балансу кисню водойм Києва необхідно проводити додаткові дослідження вихідних умов, зокрема продукції та деструкції всіх підсистем водойм, хімічного окиснення речовин.

Безсонний В. Л.¹, Пономаренко Р. В.²

¹*Харківський національний університет міського господарства імені О.М. Бекетова, Харків, Україна*

e-mail: bvl@kname.edu.ua

²*Національний університет цивільного захисту України, Харків*

e-mail: prv@nuczu.edu.ua

МОНІТОРИНГ ПОВЕРХНЕВИХ ДЖЕРЕЛ ПИТНОГО ВОДОПОСТАЧАННЯ У ВИПАДКУ АВАРІЙНОЇ СИТУАЦІЇ

Одним з видів спостережень за компонентами навколишнього середовища є аварійний моніторинг якості води у поверхневих джерелах питного водопостачання при залпових викидах забруднюючих речовин. Аварійний моніторинг характеризується ієрархічною структурою цілей. По-перше, необхідно вибрати такі місця розташування елементів моніторингу, які забезпечать безумовне виявлення аварійних скидань у водний об'єкт. Далі слід визначити такі параметри елементів системи моніторингу як граничні значення і точність вимірювальних приладів, частоту опитування пристроїв тощо.

Система аварійного моніторингу може бути стаціонарною, нестаціонарною або комбінованою. Стаціонарна система на водному об'єкті являє собою систему споруд, оснащених приладами, що фіксують концентрацію у воді забруднюючих речовин. Нестационарна система оснований на періодичних спостереженнях за допомогою пересувних спеціалізованих установок. У якості додаткової проблеми виникає визначення вибору місць розташування й періодичності спостережень. При роботі комбінованої системи стаціонарна її частина фіксує аварію, а якщо виникає підозра на аварію з неясними ще параметрами, то система переходить на режим посиленого моніторингу, підключаючи додаткове обладнання.

Параметри, що описують систему моніторингу – це місця розташування приладів на водному об'єкті, типи приладів (з характеристиками їх діапазону й точності вимірів), а також тривалість періоду опитування. Функціонування моніторингу полягає в ідентифікації аварійних скидань, тобто у визначенні того, де й коли відбувся викид забруднень, як довго це відбувалося, скільки було скинуто забруднень і якого складу.

Завдання ідентифікації аварії вирішується з урахуванням фонові концентрації забруднень. Моніторинг повинен відрізнити повільно мінливу фонову концентрацію від швидкої зміни концентрації при аварійному скиданні. Складність вирішення задачі при дискретному розташуванні апаратури й дискретному часі опитування пов'язується із особливостями поширення забруднень у річці або водоймі. Певні спрощення вирішення цієї задачі виникають у випадку, коли розглядаються лише відносно короткочасні (у порівнянні з процесом поширення забруднень у водному об'єкті) аварійні скидання забруднень, тому що при цьому можна зневажати змінами гідродинамічних умов на водному об'єкті, які варіюються суттєво повільніше, чим аварійне скидання забруднення. Короткочасне скидання забруднень можна уявляти як зосереджений у деякій умовній точці на плані водного об'єкта. У випадку тривалої

аварії (розрив трубопроводів і нафтопроводів, змиви забруднень із заплав і ін.) для її ідентифікації також важлива лише початкова короткострокова стадія. Розподілене по довжині аварійне скидання забруднення може бути апроксимоване декількома точковими джерелами. Таким чином, у задачі ідентифікації аварійних викидів можна оперувати лише короткочасними скиданнями забруднень, зосередженими в тих або інших точках на плані водного об'єкта, і визначати місця розташування точок скидань, часові параметри аварії і її потужність.

Основою для вирішення задачі ідентифікації аварії на водному об'єкті служить порівняння одержуваних даних моніторингу та опису природного процесу поширення забруднень у водному об'єкті. Тому опис поширення забруднень у водному об'єкті повинен відповідати ряду необхідних вимог. Так як задача ідентифікації моніторингу є по суті задачею його функціонування, то при аналізі водного об'єкта та вибору складу і параметрів системи моніторингу практично вирішуються задачі його обґрунтування. Визначаються також період опитування обладнання, витрати на будівництво й експлуатацію системи й ін.

Розташування апаратури системи моніторингу в певних місцях ріки (водойми), а також її параметри повинні вибиратися так, щоб за даними опитувань виявляти по можливості більше число аварійних (та не санкціонованих) скидань і як можна точніше визначати місце, час і потужність кожного з них. Основні параметри приладів і обладнань моніторингу – це спектр належних до виявлення і виміру забруднюючих речовин, точність вимірів їх концентрацій і пороги вимірів, тобто мінімальні концентрації, що фіксуються. Складність рішення задачі вибору системи моніторингу й ідентифікації аварійного скидання обумовлена багатьма обставинами, що перешкоджають визначенню аварії на водному об'єкті. По-перше, може відбутися розмиття та розпадання забруднень, у результаті чого контрольний прилад не зможе відокремити сигнал від шуму, сприймаючи концентрацію від такого скидання як фонову. По-друге, періодичність вимірів може виявитися такою, що значна частина забруднень із підвищеною концентрацією пройде за течією ріки повз місце розташування споруджень моніторингу саме в період між двома послідовними опитуваннями апаратури. По-третє, розташування пунктів моніторингу на річці або водоймі може бути таким, що здійснений викид забруднень просто мине вимірювальну апаратуру й не буде зафіксований. Крім того, при великій кількості споруд, що здійснюють санкціоновані скидання, важко визначити, яка саме із цих споруд винна в конкретному аварійному скиданні, оскільки при дискретності моніторингу всі скидання можуть інтерпретуватися як одне. Внаслідок зазначеної дискретності моніторингу може також виявитися, що неаварійне перевищення скидань кожної споруди буде сприйматися в сумі як аварійне скидання.

Отже, можна виділити дві важливі характеристики якості функціонування системи моніторингу: перша – це достовірність, яка вимірюється відношенням деякої міри правильності визначення аварій до числа реально виниклих, а друга – це надійність роботи. Кожний елемент системи моніторингу має власну надійність, тобто ймовірність безперебійного функціонування, знаючи яку можна визначити ймовірність безперебійної роботи всієї системи, тобто її забезпеченість. Тим часом, виникнення перебоїв в роботі системи моніторингу ще не означає зведення до нуля достовірності одержуваних результатів, оскільки при виході з ладу одного або декількох приладів працездатність системи в цілому може зберігатися, хоча достовірність у цілому виявиться нижче. При розв'язку завдань техніко-економічного обґрунтування системи моніторингу певну роль може відіграти залежність достовірності моніторингу від його забезпеченості, яка варіюється від нуля до одиниці. Однак забезпеченість безперебійної роботи системи моніторингу все-таки не є її головною характеристикою. Більш істотна характеристика – це достовірність, що є подальшим напрямком досліджень авторів.

ВОДОРОСТІ ЯК ОБ'ЄКТ ІНДИКАЦІЇ СТАНУ ВОДОЙМ УКРАЇНИ

В основу даної роботи покладено впорядкований та систематизований список водоростей України, що опублікований в серії монографій «Альгофлора України...» (Algae of Ukraine..., 2006, 2009, 2011, 2014). Наступним завданням визначено збір новітньої інформації щодо індикаторних значень водоростей та розширення переліку індикаторних властивостей водоростей у відомих списках (Барінова и др., 2006). Таким чином, узагальнивши та систематизувавши відомі значення індикаторних властивостей водоростей (проаналізовано 62 джерела 1950-2012 рр.) – створено базу альгоіндикаторів, характерних для водних об'єктів України з осучасненими екологічними характеристиками.

Так, альгофлора України нараховує 5498 види або 6583 внутрішньовидових таксони (ввт), що відносяться до 15 відділів, індикаторними при цьому є 2872 види, 3316 ввт із 13 відділів.

Список видів, характерних для певного місцеіснування (Sumita M. A., 1986; Барінова и др., 2006) налічує 2810 таксонів. Це бентосні види (В), планктонно-бентосні (Р-В), планктонні (Р), ґрунтові (S), аерофіти (аер), фікобійнти (pb) та епібійнти (Ер). Враховуючи, що індикатори даної характеристики можуть зустрічатись одночасно в декількох місцеіснуваннях, їх кількісне відображення наведено в узагальнюючій статті (Белоус, Барінова, 2017).

Для характеристики температурного режиму (Patrick R., 1971), індикаторними видами водойм України можуть слугувати 292 таксони водоростей. При цьому вони об'єднані в наступні групи: теплолюбні (warm) – 87 таксонів, холодолюбні (cool) – 47, види помірного температурного режиму (temp) – 63, та евритермні (eterm) – 95.

Водорості, що потребують певної концентрації кисню у воді, а також характеризують динаміку водних мас (Cholnoky, 1968; Барінова и др., 2006), для території нашої країни нараховують 1275 таксонів. Вони поділені на такі категорії: види, що віддають перевагу стоячим водам (st), індиференти чи види, що віддають перевагу водам помірної текучості (st-str), ті, що віддають перевагу текучим водам (str) та аерофіли (ае) чи види, що мешкають в зоні зволоження. Також в цю категорію нами було додано індикаторів насичення води сірководнем (H₂S), їх кількість становила – 11 таксонів.

Для характеристики водневого показника (рН води) (Hustedt, 1938-1939), нами було зібрано дані щодо індикаторних водоростей флори України, загальною кількістю 1424. Вони поділені на наступні групи: ацидофіли (acf) – 535 таксонів, індиференти (ind) – 524 та/чи нейтрофіли (neu) – 22, алкаліфіли (alf) – 317 і алкалібійнти (alb) – 25.

Кількість видів водоростей флори України, що можуть охарактеризувати режим солоності у водоймі (Hustedt, 1957; Барінова и др., 2006), становить 1182 таксони. Вони згруповані наступним чином: галофоби (hb), галофіли (hl), індиференти (i), що об'єднані у групу олігогалобів (oh), а також мезогалоби (mh), полігалоби (ph) та галобійнти в широкому значенні не диференційовані екологічно на більш вузькі діапазони солоності (hlbt).

Для оцінки органічного забруднення по Т. Ватанабе (Watanabe et al., 1986), список водоростей-індикаторів України складається з 337 таксонів. Вони утворюють наступні групи: сапроксени (sx) – 99 таксонів, еврисапроби (es) – 195 та сапрофіли (sp) – 43.

Широко поширеною є характеристика органічного забруднення за методом Пантле-Бук (Pantle, Buck, 1955) в модифікації В. Сладечека (Sládeček, 1973). Для альгофлори України індикаторів сапробності нараховується 2365 таксонів. Вони представлені такими групами: ксеносапробіонти (x), ксено-олігосапробіонти (x-o), оліго-ксеносапробіонти (o-x), ксено-бета-мезосапробіонти (x-b), олігосапробіонти (o), оліго-бета-мезосапробіонти (o-b), ксено-альфа-мезосапробіонти (x-a), бета-олігосапробіонти (b-o), оліго-альфа-мезосапробіонти (o-a), бета-мезосапробіонти (b), бета-альфа-мезосапробіонти (b-a), альфа-олігосапробіонти (a-o), бета-полісапробіонти (b-p), альфа-мезосапробіонти (a), полі-альфа-мезосапробіонти (p-a), альфа-бета-мезосапробіонти (a-b), полісапробіонти (p), і-еусапробіонти, (i) та m-еусапробіонти (m). До останніх двох груп індикаторів за системою класифікації В. Сладечека (Sládeček, 1973) відносяться джгутикові водорості та факультативні гетеротрофи (міксотрофи), що виживають за межами зони фотосинтезу.

Окрім індикаторів органічного забруднення по групах, в базу даних екологічних характеристик таксонів альгофлори України, були включені додаткові та оновлені дані щодо видових значень індексів сапробності s (по В. Сладечеку), які широко використовуються при розрахунках індексів органічного забруднення SI за угрупованнями водоростей. До теперішнього часу для альгофлори України стало можливим знайти індекси для 2365 таксонів, що охопили увесь інтервал значень s від 0,1 до 6,0.

Індикаторів трофічного стану водойм було згруповано у систему Германом Ван Дамом (Van Dam et al., 1994), яку було складено лише на основі діатомових водоростей. Пізніше ми знайшли ще декілька монографічних збірок, за допомогою яких розширили списки видів індикаторів, включивши інші групи водоростей, та поповнили загальну базу даних. Для альгофлори України відомі види, які характеризують певний трофічний стан водного об'єкту, в якому вони існують. Нами зібрано інформацію щодо 1301 таксону, які відносяться до наступних груп по класифікації Ван Дама: оліготрофи (ot), оліго-мезотрофи (o-m), мезотрофи (m), мезо-евтрофи (me), евтрофи (e), від оліго- до евтрофів (o-e) та гіперевтрофи (he).

Ефективність функціонування екосистеми водойми може бути охарактеризовано також виходячи з переважаючого типу живлення водоростей, що її населяють. Відомо, що водорості, як екологічна група, можуть бути як власне автотрофами, що створюють білки лише за допомогою фотосинтезу, так і в різній мірі міксотрофами, які переходять залежно від стресових факторів з фотосинтетичного механізму на гетеротрофний. Групи індикаторів типу живлення також спочатку було виділено для діатомових водоростей та згруповано у систему індикаторів (Van Dam et al., 1994), яка пізніше нами була доповнена й іншими групами водоростей. Таким чином, для альгофлори України, відомі індикатори певного типу живлення кількістю 303 таксони. Їх поділяють за належністю до певного механізму метаболізму азоту та типу живлення: автотрофні організми, що мешкають при малих концентраціях органічно зв'язаного азоту (ats) – 151 таксон в альгофлорі України; автотрофні організми, які переносять підвищення концентрації органічно зв'язаного азоту (ate) – 128; факультативно гетеротрофні організми (міксотрофи), які періодично потребують підвищених концентрацій органічно зв'язаного азоту (hne) – 16; облігатно гетеротрофні таксони (міксотрофи), а також ті, що постійно потребують підвищених концентрацій органічно зв'язаного азоту (hse) – 8.

В результаті виконаної роботи, можемо заключити, що для флорі водоростей України вперше було виявлено та систематизовано індикаторні види, які складають загалом більше половини її таксономічного складу. Вся зібрана інформація по екології водоростей України готується до видання у вигляді монографії.

РОЗРОБЛЕННЯ УМОВ СПРЯМОВАНОГО ОТРИМАННЯ БІОЛОГІЧНО АКТИВНИХ РЕЧОВИН З ВОДОРОСТЕЙ

Сучасні наукові дослідження показують перспективність мікроводоростей як одних з найбільш ефективних продуцентів біологічно цінних сполук – протеїнів, ліпідів, вуглеводів, пігментів, вітамінів, тощо. Вони є джерелом для виробництва найрізноманітніших органічних та неорганічних речовин – від водню до складних полімерів (Priyadarshani, 2012). Мікроводорості вже давно використовуються як здорова їжа і біологічно активні добавки, а також як корми для тварин в аквакультурі і сільському господарстві. Також ці організми виявилися корисними для екологічного очищення газів і стічних вод. Останнім часом через попит на поновлювані джерела енергії – біопаливо та біодизель, мікроводорості привернули безпрецедентний інтерес (Campbell, 2008).

В останні роки активно вивчаються молекулярні та метаболічні механізми регульованого біосинтезу водоростями біологічно активних речовин – складових косметичних та фармацевтичних препаратів і компонентів біопалива в аквакультурі шляхом встановлення оптимального поєднання умов їх культивування та зовнішніх регуляторних чинників. Дослідження проводяться у таких напрямках як (Chu, 2012):

1) генетичний аналіз та відбір організмів-агентів аквакультури, здатних ефективно синтезувати біологічно активні речовини;

2) встановлення оптимальних режимів освітлення, кисневого, вуглекислотного, азотного та фосфорного режимів і концентрацій іонів есенціальних металів та неметалів – регуляторів росту і розвитку, насамперед біосинтезу ліпідів та низькомолекулярних метаболітів;

3) встановлення рівня активності та спрямованості енергетичного, вуглеводного, азотного та ліпідного метаболізму у клітинах відібраних потенційно біотехнологічно придатних водоростей та обґрунтування на їх основі технології регулювання біосинтезу біологічно активних сполук фізико-хімічними чинниками;

4) дослідження кількісного та якісного складу вуглеводів, білків, ліпідів та низькомолекулярних метаболітів за дії визначених фізико-хімічних чинників;

5) розроблення технологій культивування, отримання біологічно активних речовин в аквакультурі та оцінка їх біологічної активності.

Отже, одноклітинні водорості здатні до високої метаболічної активності і пластичності, що регулюються зміною фізико-хімічних умов середовища існування і сприяють як розмноженню (наростанню біомаси), так і накопиченню у їх клітинах біологічно активних речовин (Yang, 2014). Окрім цього, водорості мають здатність активно акумулювати неорганічні сполуки як неметалів, так і металів, завдяки чому мікроелементи накопичуються в кількостях, що в рази перевищують їх вміст у середовищі існування. Тому, найважливішим завданням є з'ясування механізму біохімічних адаптацій до чинників водного середовища, які зумовлюють перебудову ліпідного метаболізму, та встановити можливі шляхи регуляції і моделювання біосинтезу окремих класів ліпідів з метою отримання біологічно цінних сполук.

Враховуючи зазначені підходи нами розроблена технологія підвищення вмісту ліпідів та їх окремих фракцій шляхом спрямованої регуляції ліпідного обміну у

Chlorella vulgaris Beij. При загальноприйнятих гідробіологічних методах культивування біотехнологічно ефективними для накопичення ліпідів водоростями є вплив: Mn^{2+} (0,2 мг/дм³, 3 доби) збільшує вміст загальних ліпідів на 47%, Zn^{2+} (5 мг/дм³, 7 діб) – на 15%, Cu^{2+} (0,002 мг/дм³, 3 доби) – на 33%, Pb^{2+} (0,5 мг/дм³, 7 діб) – на 32% порівняно з контрольними значеннями. Показано, що досліджувані чинники сприяють накопиченню ліпідів на 15–113 %, в тому числі триацилгліцеролів – 36-181%, диацилгліцеролів – 10-190 %, фосфоліпідів до 10 %, неетерифікованих жирних кислот – на 49-257% щодо контролю. При цьому, у першу чергу, синтезуються полярні фосфоліпіди, а також три- і диацилгліцероли із залишками ненасичених жирних кислот. Співвідношення основних класів ліпідів (ТАГ:ДАГ:ФЛ:НЭЖК, %) у контролі було 22:16:47:15, за дії Mn^{2+} – 27:25:28:20, Zn^{2+} – 26:16:33:25, Cu^{2+} – 22:22:39: 7, а за дії Pb^{2+} – 21:21:37:21 (Луців, 2015).

Окрім цього, визначили, що процес поглинання іонів Mn^{2+} , Zn^{2+} , Cu^{2+} і Pb^{2+} клітинами хлорели є флуктуаційним і здійснюється у 4 етапи: етап самоізоляції (стрес-реакція) клітин, етап активного поглинання, етап вторинного пригнічення та етап відновленого поглинання, що співвідноситься зі структурною та функціональною реконструкцією клітинної мембрани – формуванням «подвійної концентричної мембрани» (Grubinko, 2017).

Встановлено, що субстратом для біосинтезу ліпідів за дії досліджуваних іонів металів є гліцерол-3-фосфат, утворений у результаті фосфорилування гліцеролу, і ацил-КоА, який утворений з амінокислот (Lutsiv, 2013). Забезпечення енергією процесу біосинтезу ліпідів у хлорели у середовищі з іонами металів відбувається завдяки активації циклу трикарбонових кислот, про що свідчить збільшення активності 2-оксоглутарат-дегідрогенази (на 5% і 35% за дії Zn^{2+} і Cu^{2+} відповідно) і сукцинатдегідрогенази (у 2,8-5,6 раза за дії всіх досліджуваних іонів металів).

Борисенко М. М., Лукашов Д. В.

*Київський національний університет імені Тараса Шевченка, ННЦ “Інститут біології та медицини», Кафедра екології та зоології, Київ, Україна
e-mail: mborysenko2905@gmail.com*

ОСОБЛИВОСТІ УГРУПОВАНЬ ЗООПЕРИФІТОНУ В НИЖНЬОМУ Б’ЄФІ КАНІВСЬКОЇ ГЕС В ОСІННІЙ ПЕРІОД

Будівництво гідроелектростанцій суттєво змінює екосистеми річок, на яких вони розміщуються. Особливості цих перетворень у верхньому і нижньому б’єфах істотно відрізняються. Якщо у верхніх б’єфах річкова екосистема повністю перебудовується, то в нижніх – умови лишаються більш подібними до первинних природних умов річки, але змінюється гідрологічний і термічний режим, з’являються добові коливання швидкості течії та рівня води, тощо. В представленій роботі наведені результати дослідження впливу Канівської ГЕС на зооперифітонні угруповання нижнього б’єфу в осінній період, який характеризується зниженням температури води у р. Дніпро, а також падінням рівня води у нижньому б’єфі Канівської ГЕС.

Проби перифітону відбирали у жовтні-листопаді 2016 р. на берегоукріплювальних шпорах та кам’яному насипу вздовж правого берега р. Дніпро на ділянці від м. Канева до с. Пекарі (Канівський район, Черкаська обл.). Було обрано 7 станцій на різній відстані нижче греблі ГЕС. Одна з обраних шпор (станція №5) піддавалась осушенню під час добового зниження рівня води, що дозволило відібрати там лише одну пробу.

Відбір проб здійснювався шляхом змиву перифітону з каменів, вибитих з води з глибини близько 0,5 м у вечірні години (перед вечірнім пуском ГЕС). Щільність і

біомасу угруповань перифітону розраховували на 1 м² поверхні каменя. Для оцінки таксономічної різноманітності угруповань використовували індекс Шеннона. Математичну обробку проводили стандартними статистичними методами.

Основними таксономічними групами водних безхребетних, виявлених у перифітоні нижнього б'єфу Канівської ГЕС, були: представники типу Mollusca: кл. Bivalvia (*Dreissena polymorpha* та окремі особини *D. bugensis*), кл. Gastropoda, типу Annelida: кл. Oligochaeta, типу Arthropoda: кл. Insecta (личинки Chironomidae та личинки Trichoptera). Окремими особинами були представлені п'явки (тип Annelida, кл. Hirudinea); ракоподібні (тип Arthropoda, кл. Crustacea), ногохвістки (кл. Entognatha, підклас Collembola), личинки бабок (кл. Insecta, ряд Odonata).

За чисельністю домінуючими групами були: *Dreissena*, Oligochaeta, Chironomidae. За біомасою домінувала *Dreissena*. В умовах станції № 5, де *Dreissena* була відсутня, найбільшу частку біомаси складали личинки хірономід та червононогі моллюски.

Загальна щільність та загальна біомаса угруповань зооперифітону на досліджуваній ділянці коливалася в значних межах (69,0-15899,5 екз./м² та 0,003-158,99 г/м² відповідно). Мінімальні значення виявлені на шпорі, яка піддавалася осушенню.

Загалом спостерігалась тенденція до зниження загальної щільності угруповань зі збільшенням відстані від греблі ГЕС, але цей кореляційний зв'язок виявився статистично не значимим. Проте таку залежність виявлено для щільності окремих груп гідробіонтів: личинок хірономід ($r_s = -0,67$, $p < 0,05$) та малощетинкових червів ($r_s = -0,59$, $p < 0,05$).

Залежності загальної біомаси від відстані нижче греблі ГЕС виявлено не було (що пов'язано з домінуванням за біомасою дрейсени, кількісні показники якої не виявили такої залежності). Проте аналіз біомаси м'якого перифітону (тобто за виключенням моллюсків) показав чітку залежність від відстані нижче греблі ($r_s = -0,63$, $p < 0,05\%$). Такий кореляційний зв'язок також був характерним для біомаси личинок хірономід ($r_s = -0,61$, $p < 0,05\%$) та малощетинкових червів ($r_s = -0,65$, $p < 0,05\%$).

Для характеристики структурно-функціональної організації угруповань було використано кількісну оцінку таксономічного різноманіття зооперифітону за індексом Шеннона. Встановлено, що таксономічне різноманіття угруповань також знижується зі збільшенням відстані від греблі ГЕС, але зв'язок виявився слабким і статистично не значимим.

Таким чином, встановлено залежність кількісних показників розвитку та структурно-функціональної організації перифітонних угруповань кам'яної відсипки берегозахисних споруд руслової ділянки р. Дніпро від віддаленості від греблі Канівської ГЕС. Таку ситуацію можна пояснити більш реофільними умовами верхніх (ближчих до греблі) ділянок русла.

Вплив коливання рівнів води найчіткіше виявляється на станції № 5, де у жовтні вдалося відібрати лише одну пробу, а в листопаді відбулося осушення кам'яної відсипки шпори. Таке періодичне осушення істотно знижує щільність (на 1–3 порядки порівняно з іншими станціями) і біомасу (на 4–6 порядків) угруповань зооперифітону. Зокрема, на цій шпорі не було виявлено дрейсени.

Ганжа Х. Д.

Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна
e-mail: krisdgan@gmail.com

РОЛЬ ВОДЯНОЇ РОСЛИННОСТІ В ПРОЦЕСАХ ТРАНСФОРМАЦІЇ ФІЗИКО-ХІМІЧНИХ ФОРМ ⁹⁰SR ТА ¹³⁷CS В ОЗЕРНІЙ ЕКОСИСТЕМІ

Фізико-хімічні форми знаходження ⁹⁰Sr і ¹³⁷Cs в компонентах водних екосистем у значній мірі визначають процеси міграції, накопичення та перерозподілу радіонуклідів у воді, донних відкладах і гідробіонтах різної таксономії. Вивчення

розподілу фізико-хімічних форм радіонуклідів у водяних рослинах дозволяє виконати кількісний і якісний аналіз міграційної здатності радіонуклідів у водних екосистемах, а також оцінити особливості формування дозових навантажень, обумовлених різними формами знаходження радіонуклідів у рослинному організмі.

Метою дослідження була оцінка ролі водної рослинності у процесах трансформації та міграції фізико-хімічних форм ^{90}Sr і ^{137}Cs в озерній екосистемі на території ближньої (10-кілометрової) Чорнобильської зони відчуження (ЧЗВ).

Протягом 2009–2016 рр. досліджували особливості розподілу основних фізико-хімічних форм ^{90}Sr і ^{137}Cs у водяних рослинах оз. Глибоке, одного з найбільш забруднених водойм ЧЗВ. Вивчали представників наступних екологічних груп: гелофіти (лепешняк великий, очерет звичайний, рогіз вузьколистий), укорінені плейстофіти (гличики жовті, латаття сніжно-біле), неукорінені плейстофіти (сальвінія плаваюча), неукорінені гідатофіти (водяний різак алоевидний, кушир темно-зелений), а також нижчі водні рослини (нитчаста водорість роду *Cladophora glomerata* (L.) Kutz).

Фізико-хімічні форми радіонуклідів у відібраних пробах визначали методом послідовної екстракції. Вивчали водорозчинні, обмінні і зв'язані з органічними речовинами форми радіонуклідів, а також зв'язані в мінеральній формі.

Вимірювання активності радіонуклідів у препаратах, підготовлених радіохімічним методом, проводили β -радіометричним і γ -спектрометричним методами. Потужність поглиненої дози внутрішнього опромінення розраховували за допомогою програмного забезпечення ERICA Assessment Tool.

Отримані дані свідчать про те, що ^{90}Sr у водяних рослинах переважає в обмінних формах. Виняток становлять рогіз вузьколистий, очерет звичайний, гличики жовті і водяний різак алоевидний, які від 40 до 60% ^{90}Sr накопичують у вигляді внутрішньоклітинних і вбудованих катіонів. ^{137}Cs переважно знаходиться в зв'язаному стані. Винятком є високий рівень вмісту розчинених позаклітинних катіонів ^{137}Cs (до 21% загальної кількості) і сорбованих позаклітинних катіонів (до 32%) у очереті звичайному і сальвінії плаваючій.

Дослідження вкладу фізико-хімічних форм в біомасу водяних рослин різних екологічних груп, показало, що найбільш активний обмін ^{90}Sr з довкіллям притаманний нитчастій водорості (до 90%) і неукоріненим плейстофітам (до 70%), а найбільш інтенсивно зв'язують радіонуклід представники групи гелофіти (до 60%). Найбільш активний обмін ^{137}Cs властивий неукоріненим плейстофітам (до 60%), а найбільша здатність до зв'язування радіонукліда характерна для представників груп неукорінених гідатофітів (до 80%) і укорінених плейстофітів (до 75%) (Рисунок).

Встановлено, що у рослин досліджених екологічних груп 45–88% ^{90}Sr знаходиться у потенційно обмінних формах. У представників гелофітів, укорінених плейстофітів і неукорінених гідатофітів близько 50% ^{90}Sr і 60–80% ^{137}Cs знаходиться у зв'язаній формі, що свідчить про їх підвищену здатність накопичувати радіонукліди з водного середовища.

Потужність поглиненої дози для водяних рослин оз. Глибоке за рахунок інкорпорованих ^{90}Sr і ^{137}Cs знаходиться в діапазоні 0,6–8,2 і 0,1–19,4 мкГр/год, відповідно. Практично для всіх досліджуваних видів рослин переважає поглинена доза від ^{90}Sr у формі сорбованих позаклітинних слабкоз'язаних катіонів. Основний внесок ^{137}Cs у внутрішню дозу опромінення водяних рослин обумовлений зв'язаними формами. Найбільші дозові навантаження від ^{137}Cs отримує очерет звичайний – 19,4 мкГр/год.

Запас ^{90}Sr у досліджуваних водяних рослинах в екосистемі озера становить 6 ГБк. За отриманими даними, частка ^{90}Sr від загального запасу активності у водяних рослинах складає у водорозчинній формі – 9%, а у потенційно обмінних формах – 50%.

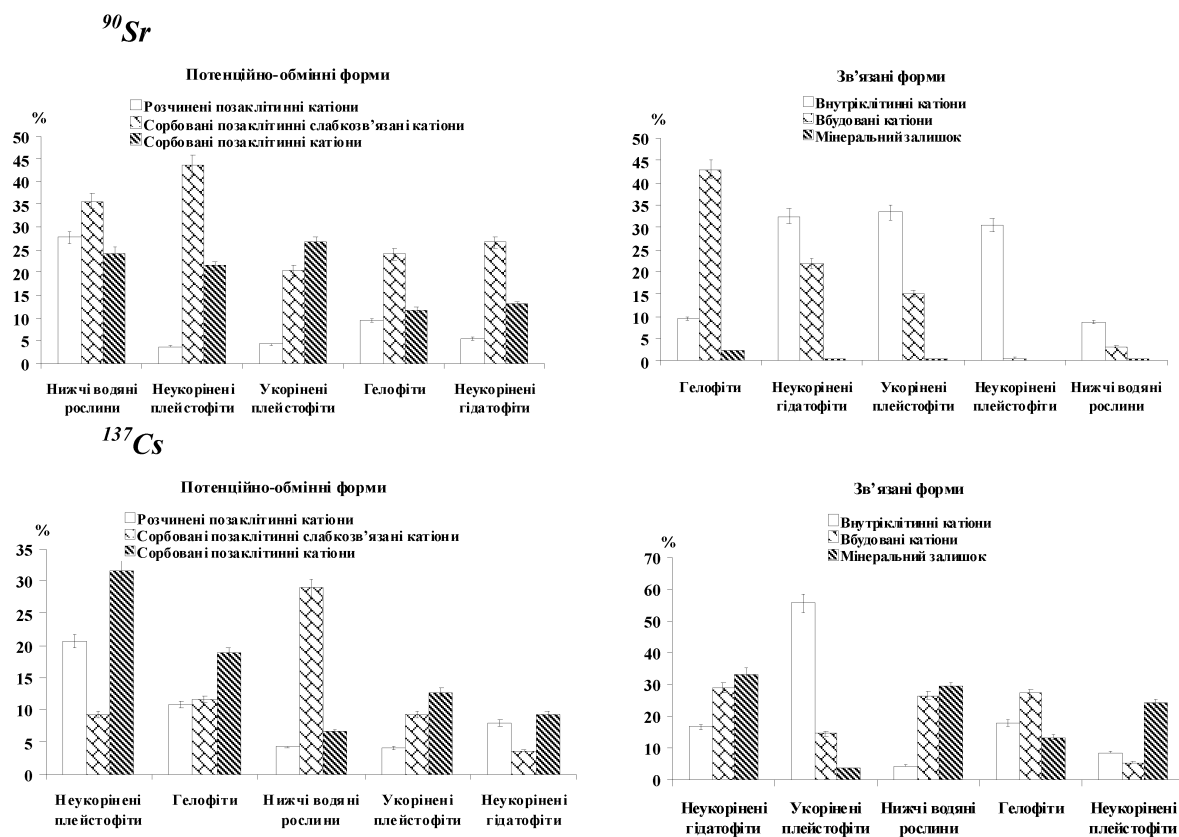


Рисунок. Фізико-хімічні форми радіонуклідів в біомасі водяних рослин різних екологічних груп.

Найбільша частка ^{137}Cs , накопиченого водяними рослинами, належить тимчасово зв'язаним формам (46%). На відміну від ^{90}Sr , значна частина ^{137}Cs , яка міститься у мінеральному залишку (16%) після відмирання рослин депонується у слабозрчинній фракції донних відкладів і вилучається з біогеохімічної міграції в екосистемі озера.

Таким чином, водяні рослини беруть активну участь у процесах трансформації та перерозподілу ^{90}Sr і ^{137}Cs в оз. Глибоке і здатні переводити значні кількості радіонуклідів у слабообмінний і нерозчинний стан.

Гончарова М. Т.¹, Подругіна А. Б.¹, Юришинець І. В.²

¹Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна
e-mail: mariyagotch83@gmail.com

²Навчально-науковий центр "Інститут біології та медицини" Київський національний університет імені Тараса Шевченка, Київ, Україна

ВПЛИВ ЕКСТРЕМАЛЬНИХ ТЕМПЕРАТУР НА СТРУКТУРНО-ФУНКЦІОНАЛЬНІ ХАРАКТЕРИСТИКИ ГЕНОМУ ГАМАРИД *PONTOGAMMARUS ROBUSTOIDES* В УМОВАХ МІКРОКОСМУ

В умовах кліматичних змін одним з провідних чинників, що впливає на гідроекосистеми і є особливо критичним для мілководних зон, є температура водного середовища. Для водосховищ Дніпра характерним є наявність великих площ мілководь, зокрема в Київському водосховищі вони складають біля 40% (Гідрологія и гидрохимия Днестра и его водохранилищ, 1989). Зі створенням каскаду водосховищ на Дніпрі однією з

провідних за чисельністю груп нектобентосних макробезхребетних стали інвазивні види гамарид понто-каспійського комплексу, що практично витіснили аборигенну фауну (Плигин, 2008). Одним із найбільш поширених видів на мілководдях Київського водосховища є *Pontogammarus robustoides*. Межею температурного оптимуму для гамарид мілководної зони цього водосховища є 27–28 °C (Романенко та ін., 2015). За результатами статичних дослідів встановлено, що температура 32 °C є критичною для виживання *P. robustoides*, а 35 °C – абсолютно летальною за 24 год. (Романенко та ін., 2014). Однак, для об'єктивної прогнозової оцінки наслідків кліматичних змін для гідроекосистем необхідним є вивчення екстремальних змін температури водного середовища в динаміці. Тому метою нашої роботи було дослідити вплив динамічного режиму цього чинника на структурно-функціональні зміни геному *P. robustoides* в умовах мікрокосму.

Мікрокосм населяли безхребетними різних систематичних груп – двостулковими молюсками, гамаридами, личинками комах та ін., які були розміщені на субстратах (кореневища, нитчасті водорості, пісок), перенесених з природного середовища, а саме з мілководної зони Київського водосховища в районі урочища Толокунь. Серед гамарид домінантним видом в мікрокосмі був *P. robustoides* (97%). Модельна популяція з різновіковою структурою (статевозрілі особини: молодь 1:1) цього виду населяла два типи субстратів – кореневища зі щільністю заселення гамаридами 60 екз/дм³ та нитчасті водорості зі щільністю 270 екз/дм³. Об'єм системи становив 0,36 м³. Застосовували природну воду, яку розбавляли водопровідною відстояною у співвідношенні 1:2. Період аклімації тварин до умов мікрокосму становив 7 діб. Тривалість дослідів – 70 діб. Перші дві доби температуру води підвищували з 25,0 до 27,0 °C та утримували протягом наступних трьох днів на рівні 27,0±0,5 °C. Наступні дві доби температуру підвищували до 30,0±0,5 °C та утримували на цьому рівні протягом шести діб. Для дослідження оберненості процесів та відновної здатності популяції температуру було знижено до початкових величин (25,0±0,5 °C) з подальшим її утриманням сорок чотири доби на цьому рівні. З метою вивчення впливу екстремальних температур на виживання видів в умовах мікрокосму, на 58-му добу температуру води почали підвищувати зі швидкістю 1 °C/добу з 25,0 °C до 34,0 °C, яку утримували до досягнення абсолютно летального ефекту, що відбулось через 4 доби. Контролем слугував мікрокосм з постійною температурою води 25,0±1,0 °C.

Для аналізу структурно-функціональних характеристик геному клітин гамарид матеріал фіксували сумішшю етилового спирту та льодяної оцтової кислоти (3:1). Для аналізу структурних характеристик геному робили давлені препарати з матеріалу, забарвленого ацетоорсеїном, аналізували не менше 1000 клітин. Для дослідження функціональних змін застосовували методику забарвлення ядерцевого матеріалу нітратом срібла (Howell, Black, 1980), аналізували не менше 100 клітин в кожному препараті за допомогою мікроскопу AxioImager CarlZeiss та програми AxioVision 4.8 Гідроекологічного аналітичного центру ІГБ НАН України.

Встановлено, що, за підвищення температури води з 25 до 27 °C зі швидкістю 1,0 °C/добу та утримання її на цьому рівні протягом трьох діб відбувався нормальний розвиток ембріонів гамарид, який характеризувався високою мітотичною активністю та низьким рівнем порушень поділу їх клітин (Таблиця). Подальше підвищення температури до 28–30 °C викликало збільшення рівня порушень поділу різного ступеню до 3–5% (затримка мітозу в профазі, відставання хромосом, хроматидні мости, мультиполярні мітози, розсіювання хромосом в мітозі і т.і.), також з'являлися мікроядра; а перебування протягом 6 діб за температури 30 °C викликало збільшення частки клітин з порушенням поділу до 10% та мікроядрами (більше 6%), що наближається до критичних величин для гамарид 8-10% (Цьщугина, 1992). Після зниження температури до 25 °C та її утримання на цьому рівні протягом трьох діб в клітинах ембріонів гамарид були виявлені порушення поділу (більше 7%), проте кількість мікроядер істотно знизилася, що може свідчити про

включення репараційних процесів. Через 44 доби за температури 25 °С спостерігалось часткове відновлення популяції гамарид, порушень поділу в клітинах практично не виявлено. Подальше підвищення температури до летального рівня зі швидкістю 1,0 °С/добу, починаючи з 31 °С, викликало загибель ембріонів.

Таблиця. Структурно-функціональні характеристики геному клітин ембріонів гамарид *P. robustoides* за змін температури води

Варіант	Темпе- ратура, °С	Доба	Міготична актив-ність, %	Кількість клітин в профазі %	Відставання в мета- та анафазі, %	Інші пору- шення поділу, %	Кількість мікроядер, %	Кількість ядерць	Сумарний об'єм всіх ядерць, мк ³	
Дослід	25,0±0,5	0	28,6±2,0	45,3±3,2	0,3±0,1	—	—	2,85±1,31	11,27±4,53	
	26,5±0,5	2	30,4±2,8	48,1±3,9	0,4±0,1	—	—			
	27,0±0,5	5	32,5±2,5	63,2±3,5	0,6±0,1	—	—	2,90±1,36	10,82±3,98	
	28,0±0,5	6	34,6±2,7	53,8±4,8	3,0±0,2	—	—			
	30,0±0,5	7	28,9±2,1	54,6±6,5	2,5±0,8	3,1±0,8	0,5±0,1	2,36±1,43	15,74±6,79	
	30,0±0,5	13	31,2±2,6	30,4±2,9	3,3±1,2	0,8±0,4	6,2±0,6	2,41±1,02	16,07±7,81	
	25,0±0,5	16	33,3±3,0	71,3±5,4	7,5±2,6	2,3±0,7	1,0±0,8	2,32±1,86	27,13±10,34	
	25,0±0,5	58	33,2±3,1	44,6±6,9	1,5±0,7	—	—	2,90±1,22	13,42±5,45	
	31,0±0,2	64	Клітини в стадії розкладання						2,29±0,96	43,92±13,20
	32,0±0,2	65	Клітини в стадії розкладання						1,34±0,47	72,52±20,12
	34,0±0,2	66	Клітини в стадії розкладання							
Контроль	25,0±0,5	0	28,0±1,8	40,4±4,2	0,2±0,1	—	—	2,74±1,20	10,30±4,81	
	26,0±0,5	66	29,5±1,9	42,1±4,5	0,2±0,1	—	—	2,91±1,35	12,22±4,23	

Аналіз функціональних характеристик геному клітин гамарид *P. robustoides* виявив тенденцію до зменшення кількості ядерць та збільшення їх сумарного об'єму з підвищенням температури води до 30 °С, що є свідченням проходження адаптаційних процесів в організмі. Аналогічні закономірності спостерігалися і при підвищенні температури до сублетальних величин 31–32 °С, при цьому відмічено достовірне збільшення об'єму ядерць в 4–6 разів. При зниженні температури до 25 °С протягом перших трьох діб також спостерігалось збільшення об'єму ядерць, що може бути свідченням зростання інтенсивності біосинтетичних процесів для відновлення клітин, через 44 доби об'єм ядерць зменшився до контрольних величин.

Таким чином, дослідження структурно-функціональних характеристик геному клітин ембріонів гамарид *P. robustoides* дозволило встановити діапазон оптимальних температур для проходження ембріогенезу на рівні 25,0–27,0±0,5 °С. Підвищення температури до 30 °С викликає структурно-функціональні зміни геному їх клітин на рівні більше 6%, за яких популяція ще здатна до відновлення. Температура вище 33 °С є граничною для виживання модельної популяції *P. robustoides* в умовах мікрокосму, і з високою вірогідністю буде критичною для виживання виду в природних умовах.

Гупало О. О.

Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна
e-mail: cloudy@ukr.net

СТРУКТУРНО-ФУНКЦІОНАЛЬНА ХАРАКТЕРИСТИКА ПЛОСКИРКИ ГИРЛОВОЇ ДІЛЯНКИ РІЧКИ ВІТИ

Плоскирка є промислово цінним видом, запаси якого у водосховищах Дніпровського каскаду постійно контролюються, а біологічні та морфологічні показники у добре вивчені (Кирилюк, 2002).

Проте, набагато менше уваги приділяється вивченню структурно-функціональних характеристик популяцій риб в малих річках та екологічних особливостей їх пристосувань до існування у різних біотопах, що може бути важливим для розуміння механізмів адаптації до несприятливих умов різного генезису. Питання екоморфологічної неоднорідності в популяціях аборигенних риб як стратегії поширення ареалу виду та його успішного виживання за умов обмежених ресурсів залишається нез'ясованим.

Дослідження проводили у гирловій ділянці річки Віти, що протікає по південним околицям м. Києва та представлена складною системою водних об'єктів різного типу: проточних, напівпроточних та замкнутих, пов'язаних як з Вітою, так і з заплавою Дніпра.

Матеріал збирали у мілководних затоках, зарослих вищими водними рослинами, та більш глибоких проточних руслових ділянках з домінуванням дрейсени у складі бентосу.

Риб відловлювали навесні 2015–2016 рр., у нерестовий період (дозвіл Управління Державного агентства рибного господарства № 43 від 22.01.2014). Плоскирку ловили ставними сітками з розмірами вічка 25, 35, 45, 55, 60 та 70 мм. Молодші вікові групи обловлювали рамковими сітками з розмірами вічка 10 та 20 мм.

Всього було проаналізовано 169 екземплярів плоскирки. Повний морфобіологічний аналіз було проведено на свіжому матеріалі за загальноприйнятими методиками. Вік особин визначали за лускою. Математичну обробку матеріалу провели в Microsoft Excel v. 10.0.

За період дослідження розміри особин плоскирки коливалися від 7,6 до 24,5 см за довжиною та масою – від 9 до 465 г. Основу контрольних уловів становили розмірні групи риб довжиною 14–16 см і масою 80–120 г. В уловах зустрічалися риби віком від 1 до 8 років, переважали особини віком (3+) – (5+) років. Молодші та старші вікові групи були представлені незначно.

За даними О.П. Кирилук, плоскирка, виловлена на мілководних затоках, зарослих вищими водними рослинами, була представлена особинами віком від 3 до 9 років, серед яких переважали особини 5–6-тирічного віку з розмірами тіла 15–17 см та масою 85–110 г. Виловлені екземпляри характеризувалися сповільненим темпом лінійного та вагового росту. Щорічний приріст довжини тіла плоскирки становив від 0,5 до 2,2 см, а маси тіла – від 6,1 до 26,6 г. Довжина тіла на третьому році життя сягала 12,5 см, на четвертому – 14,1 см. У п'ять років особини плоскирки досягали довжини 15,3 см, а у шість – 15,8 см. На сьомому році життя довжина тіла складала 16,5 см, на восьмому – 18,7 см, і на дев'ятому – 20,7 см. Маса тіла виловлених риб на третьому і четвертому роках життя становила відповідно 50,0 і 69,7 г, на п'ятому і шостому роках – 85,9 і 92,0 г. Семирічні екземпляри важили в середньому 109,7 г. Маса тіла восьмирічних та дев'ятирічних особин була відповідно, 182,3 г і 268,5 г.

За нашими даними, плоскирка, піймана в більш глибоких проточних руслових ділянках з домінуванням дрейсени у складі бентосу, відрізнялася значно більшими розмірами тіла, жирністю та вгодованістю. Щорічний приріст довжини тіла статевозрілих особин плоскирки складав 1,2–2,5 см, а маси тіла – 24–88 г.

Молодь плоскирки віком 1+ і 2+ мала наступні лінійні параметри: довжина тіла була 7,6 і 11,8 см, маса – 9,3 і 28,4 г.

Довжина тіла статевозрілих особин на третьому році життя становила 13,0 см, на четвертому – 15,2 см. П'ятирічні екземпляри мали довжину тіла 16,6 см, а шестирічні – 18,3 см. На сьомому році – 20,8 см, на восьмому – 19,6 см. Відповідно середня маса тіла пійманих три- і чотирирічних особин становила 52,1 і 86,1 г,

п'ятирічних і шестирічних – 114,7 і 155,5 г. У сім років маса особини плоскирки досягала 244,2 г, а у вісім – 210,0 г.

Порівняння розмірно-масових показників виловлених риб з швидкорослою плоскиркою з водосховища (Кирилюк, Гончаренко, 2006) та з тугорослою формою з середньої течії Дніпра (Фауна України, 1983) показало, що тугоросла форма плоскирки з мілководних заток гирлової ділянки р. Віти за своїми лінійними показниками більш схожа з річковою формою плоскирки, а швидкоросла форма із глибоководних проток займає проміжне положення між плоскиркою з водосховища та річковою формою.

У складі харчової грудки тугорослої плоскирки різних вікових груп відмічена значна частка детриту, залишки вищих водних рослин, личинки комарів-дзвінців та волохокрильців, дрібні молюски та незначна кількість *Dreissena*, а у молодших, крім цього, нижчі ракоподібні та водорості (Кирилюк, Гупало, Низовська, Мантурова, 2014).

Екземпляри риб з високим темпом росту візуально мали на 30% вищий вміст дрейсени у складі харчової грудки, що пояснюється її наявністю в доступній кількості у складі бентосу у даному біотопі.

Таким чином, плоскирка гирлової ділянки річки Віти представлена групами з різним темпом росту в залежності від біотопу, в якому вона нагулюється. Тугоросла плоскирка має низькі показники жирності, вгодованості та сповільнений темп росту. Екземпляри плоскирки з високим темпом росту характеризуються значно вищими показниками жирності та вгодованості.

Тугоросла форма плоскирки за своїми лінійними показниками більш схожа з плоскиркою з Верхнього Дніпра, а швидкоросла форма займає проміжне положення між плоскиркою з водосховища та тугорослою річковою формою.

Швидкоросла форма плоскирки відрізняється більшою представленістю дрейсени у складі харчової грудки.

Існування груп з різним темпом росту в популяціях аборигенних видів риб може бути механізмом поширення ареалу виду та його успішною стратегією виживання за різних умов навколишнього середовища.

Виражаю подяку О.П. Кирилюк за допомогу у роботі над матеріалом та надані дані.

Єрьоменко Д. А.

*Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна
e-mail: eryomenkoda@gmail.com*

ОСОБЛИВОСТІ ФОРМУВАННЯ ПАРАЗИТОЦЕНОЗІВ ДЕЯКИХ ВИДІВ КОРОПОВИХ РИБ НА ПРИКЛАДІ ВОДОЙМ БІЛОЦЕРКІВСЬКОЇ ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНОЇ ГІДРОБІОЛОГІЧНОЇ СТАНЦІЇ

Сучасні паразитоценози риб у більшості водойм та водотоків зазнають різного ступеню антропогенного впливу, який позначається на їх структурі та функціонуванні. Реакція паразитоценозів, яка спостерігається дослідниками, пов'язана як із індивідуальним реагуванням хазяїв та їх паразитів на дію екологічних чинників, їхньою зоною толерантності, здатністю до адаптивних перебудов, так і з екосистемними перебудовами, що унеможливають, або ускладнюють реалізацію життєвих циклів паразитів: зникнення проміжних чи дефінітивних хазяїв, створення несприятливих абіотичних та біотичних умов для стадій розселення та ін. Коропові риби, багато з яких є промислово цінними об'єктами аквакультури та промислу, є хазяями цілого ряду

видів патогенних паразитів, здатних суттєво впливати на організм та популяцію хазяїв. Метою роботи було дослідити видовий склад та показники інвазії паразитами різних видів коропових риб у водоймах з різним складом угруповань риб та ступенем антропогенного впливу (забруднення сполуками неорганічного азоту).

Досліджувались наступні водні об'єкти: р. Рось, ставки з фоновими гідрохімічними показниками (контроль), водойма із підвищеним вмістом сполук неорганічного азоту (забруднення). Період досліджень: весна–літо 2017 р.

Обробку матеріалу проводили за загальноприйнятими іхтіологічними та паразитологічними методиками (Быховская-Павловская, 1985; Мовчан, 2011). Визначали показник екстенсивності (EI) риб – відсоткову частку заражених риб від загальної кількості досліджених особин, інтенсивності інвазії (II) – кількість особин паразитів, яка припадає на одну заражену особину риби. Встановлення таксономічної належності паразитів здійснювались за відповідними визначниками (Определитель паразитов пресноводных рыб фауны СССР, 1984, 1985, 1987).

У контрольних водоймах досліджувались: білий амур (*Ctenopharyngodon idella*), білий товстолоб (*Hypophthalmichthys motirix*), короп звичайний (*Cyprinus carpio*), карась сріблястий (*Carassius gibelio*) та краснопірка звичайна (*Scardinius erythrophthalmus*). У забрудненій водоймі досліджувались: білий товстолоб, карась сріблястий, короп звичайний, краснопірка звичайна. З річки Рось досліджувались верховодка звичайна (*Alburnus alburnus*), лящ (*Abramis brama*), плітка (*Rutilus rutilus*).

Спільними для усіх досліджених видів риб в контрольних водоймах були наступні види паразитів: *Trichodina* sp., *Argulus* sp., *Ergasilus* sp., *Lernaea* sp., *Diplostomum* sp., *Dactylogyrus* sp. Крім того, в зябровій порожнині виявлялись неприкріплені копеподитні стадії паразитичних ракоподібних. Також були знайдені наступні види паразитів: *Dactylogyrus hypophthalmichthys* у білого товстолоба, *D. minutus* у карася сріблястого, *D. extensus* у карася сріблястого та коропа звичайного, *Bothriocephalus acheilognathi* у білого амура та плітки, *Balantidium ctenopharyngodoni* у білого амура, *Gyrodactylus* sp. та *Sanguinicola* sp. – у коропа.

У досліджуваних риб із забруднених ділянок були виявлені спільні паразити *Trichodina* sp., *Dactylogyrus* sp., *Diplostomum* sp., в зябровій порожнині також виявлялись неприкріплені копеподитні стадії паразитичних ракоподібних. Також в досліджуваних риб з забруднених ділянок були знайдені моногенії *Dactylogyrus hypophthalmichthys* – у білого товстолоба, *Dactylogyrus izjumovae* – у краснопірки звичайної.

З річки Рось спільними паразитами для досліджуваних риб були паразити *Trichodina* sp., *Ichthyophthitius multifiliis*, *Dactylogyrus* sp., *Diplostomum* sp. та копеподи. Також в досліджуваних рибах були знайдені моногенія *Dactylogyrus alatus typical* – у верховодки та трематода *Sphaerostomum bramae* – у ляща.

EI інфузоріями роду *Trichodina* складала 100% у водоймах з фоновим гідрохімічним режимом у білого амура і коропа, та у забрудненій сполуками неорганічного азоту водоймі – у карася, коропа і краснопірки. Найвищі показники зараженості інфузоріями виду *Ichthyophthitius multifiliis* спостерігалась у ляща з річки Рось та становили EI – 67%. Максимальні значення EI інфузоріями *Balantidium ctenopharyngodoni* спостерігались у білого амура з водойм з контрольними умовами та становила 25%.

Показники інвазії моногеніями роду *Dactylogyrus* становили: EI – 100%, II – 60,15 екз/особ. у білого амура та коропа з водойм з контрольними умовами. У краснопірки з водойми забрудненої сполуками неорганічного азоту показники інвазії моногеніями роду *Dactylogyrus* становили EI – 100%, II – 8,5 екз/особ. Моногенії роду *Gyrodactylus* були виявлені у водоймах з фоновими значеннями гідрохімічного режиму – у коропа з EI – 50%, II – 3,5 екз/особ.

Показники інвазії трематодами *Sphaerostomum bramae* у ляща з річки Рось складала EI – 33%, II – 2 екз/особ. У білого товстолаба з забруднених ділянок показники зараженості трематодами роду *Diplostomum* становили: EI – 100%, II – 5 екз/особ. У ляща з річки Рось показники інвазії метацеркаріями роду *Diplostomum* складала: EI – 100%, II – 6 екз/особ. Екстенсивність інвазії трематодами *Sanguinicola* sp. у коропа в водоймах з фоновими гідрохімічними характеристиками склали 25%.

У білого амура в водоймах з контрольними умовами були відмічені найвищі показники інвазії цестодами виду *Bothriocephalus acheilognathi*: EI – 100%, II – 1,71 екз/особ., у плітки показники інвазії склали: EI – 20%, II – 1 екз/особ., краснопірки – EI – 60%, II – 1 екз/особ.

Максимальні значення інвазії паразитичними ракоподібними роду *Ergasilus* були відзначені у білого товстолаба з водойми з контрольними умовами: EI – 100%, II – 9,67 екз/особ. У коропа за цих умов спостерігались найвищі показники інвазії паразитичними ракоподібними *Lernaea* (EI – 75%, II – 1 екз/особ.) та *Argulus* (EI – 50%, II – 1,5 екз/особ.).

Виявлені нами відмінності у видовому складі паразитичних угруповань та показників інвазії певними видами паразитів коропових видів риб за спільного мешкання у водоймах свідчать про істотний вплив гідрохімічних характеристик водного середовища на поширення паразитів різних таксономічних та екологічних груп. Частина видів паразитів з широкою гостальною специфічністю поширені у різних видів коропових риб у річці та водоймах з різними абіотичними умовами, деякі специфічні види паразитів властиві лише окремим видам хазяїв.

Жежеря В. А.

Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна
e-mail: zhezheryava1981@gmail.com

ВПЛИВ КОМПОНЕНТНОГО СКЛАДУ РОЗЧИНЕНИХ ОРГАНІЧНИХ РЕЧОВИН ПОВЕРХНЕВИХ ВОД НА ФОРМИ ЗНАХОДЖЕННЯ МЕТАЛІВ У РОЗЧИНЕНОМУ СТАНІ

У поверхневих водах метали в розчиненому стані можуть знаходитись у вигляді аква- та гідроксокомплексів, комплексних сполук з неорганічними (фосфат-, фторид-, сульфат-, силікат-йонами тощо) й органічними лігандами, переважно з гумусовими та білковоподібними речовинами (ГР та БПР) й вуглеводами. Вміст і компонентний склад розчинених органічних речовин (РОР) водних об'єктів зазнає сезонних і просторових змін, зумовлюючи вплив тієї чи іншої групи РОР на міграцію металів.

Потенційний вплив металів на життєдіяльність гідробіонтів залежить від того, чи знаходяться вони у біодоступній формі у воді. До зазначеної форми металів відносять їхні вільні йони, гідроксокомплекси і комплексні сполуки, молекулярна маса яких не перевищує 5 кДа. Саме ця форма металів здатна проникати крізь біологічну мембрану (Rubini et al., 2002). Доступність металів також залежить від схильності РОР до деструкції. Серед досліджуваних груп РОР найбільшою стійкістю до деструкції характеризуються ГР, а вуглеводи й БПР відносяться до легкоокиснюваних органічних сполук. Отже, зростання частки низькомолекулярних комплексів, комплексних сполук з вуглеводами і БПР може бути причиною збільшення вмісту металу в біодоступній формі.

Мета наших досліджень полягала у з'ясуванні впливу змін компонентного складу РОР на форми знаходження розчинених алюмінію, феруму, купруму, мангану і хрому у поверхневих водних об'єктах з уповільненим водообміном (на прикладі верхньої ділянки Канівського водосховища і Горіхуватського ставка № 5, м. Київ).

Загальна концентрація РОР у воді Канівського водосховища. зазнавала сезонних змін і коливалась в межах 18,6–27,4 мг/дм³, досягаючи максимальних значень влітку. Вміст РОР у воді Горіхуватського ставка № 5 знаходився в межах 13,6 – 19,2 мг/дм³. Ці водні об'єкти відрізняються як за загальним вмістом РОР, так і за відношенням ГР до вуглеводів. У Канівському водосховищі влітку воно становило 4,75:1, а в інші пори року перевищувало 12,1:1. У воді досліджуваного ставка це відношення змінювалось від 3,0:1 до 4,86:1. У Канівському водосховищі серед РОР домінували ГР, частка яких протягом 2016 р. варіювала в межах 58,6–85,8%. Відносний вміст вуглеводів змінювався від 4,8 до 16,6%, а БПР майже не зазнавав істотних часових змін і становив 0,4–0,7%. Частка РОР іншого походження змінювалась в межах 4,0–36,2%. У воді Горіхуватського ставка № 5 відносний вміст ГР і вуглеводів знаходився в межах відповідно 31,5–64,3 і 9,2–13,2%, а БПР не перевищував 2,7%. Для зазначеного ставка зростання концентрації ГР, вуглеводів і БПР було характерним восени. Збільшення вмісту ГР пов'язане, напевно, з утворенням автохтонного гумусу, а вуглеводів і БПР – прижиттєвими та постлетальними виділеннями цих сполук гідробіонтами. Концентрації вуглеводів і БПР наведено за результатами вимірювань співробітників відділу прісноводної гідрохімії Інституту гідробіології НАН України Іванечка Я.С. (зима–літо 2016 р.) та Ігнатенко І.І. (осінь 2016 р.), концентрації купруму надано д.х.н. Линником П.М.

Концентрація розчинених Al, Fe, Cu, Mn і Cr у воді Канівського водосховища знаходилась в межах відповідно 5,2–19,9, 15,7–137,0, 15,6–40,8, 5,2–38,3 і 1,4–9,6 мкг/дм³, а у воді Горіхуватського ставка № 5 вона становила – 3,1–20,4, 63,0–193,4, 8,9–50,5, 4,4–364,0 і 6,2–9,6 мкг/дм³. Нами також визначалась концентрація кожного з цих металів у складі лабільної фракції, в якій знаходиться потенційно біодоступна форма металу у розчиненому стані. Встановлено, що частка лабільної фракції після підкислення води до рН 3,5–4,0 зростала, але для кожного металу це зростання було різним. Наприклад, у Канівському водосховищі воно за усередненими величинами виявилось таким: Al (III) – від 32,2 до 59,3% Al_{розч}, Fe (III) – від 23,7 до 31,5% Fe_{розч}, Cu – від 9,3 до 61,5% Cu_{розч}, Mn – від 18,6 до 55,3% Mn_{розч}. Істотне зростання концентрації Fe_{лаб} було виявлено у воді Горіхуватського ставка № 5 – від 47,8% до 89,4% Fe_{розч}. Отже, порушення рівноваги у водній системі у будь-якій формі може бути причиною зростання вмісту лабільної фракції металів.

У Канівському водосховищі зростання частки Al, Fe і Cu у складі комплексних сполук з ГР спостерігалось у весняно-літній період, коли збільшувалась концентрація ГР, а Mn – восени. Це пов'язано з тим, що Mn, порівняно з іншими металами, менше схильний до комплексоутворення. У Канівському водосховищі частка розчинених Al, Fe, Cu і Mn у складі комплексних сполук з ГР знаходилась у межах відповідно 35,4–43,1, 35,1–54,0, 31,8–60,8, 9,1–18,0% розчиненої форми кожного з металів. Частка нейтральних комплексів металів з вуглеводами виявилась неочікувано дещо вищою і становила відповідно 49,0–60,8% Al_{розч}, 25,9–61,5 % Fe_{розч}, 36,0–65,6% Cu_{розч}, 73,9–90,8% Mn_{розч}. Це пов'язано з помітним зниженням вмісту ГР у воді Оболонської затоки у 2016 р. порівняно з минулими роками, зокрема з 2013 р., майже у 1,5 рази. У досліджуваному ставку частка розчинених Al, Fe, Cu, Mn і Cr у складі комплексних сполук з ГР становила відповідно 24,1–50,3, 38,9–55,9, 31,3–56,0, 6,5–32,1 14,9–43,9%, а у складі нейтральних комплексних сполук вона змінювалась в межах відповідно 40,3–67,5, 29,6–57,9, 31,7–61,6, 62,7–89,2 і 45,4–79,9% розчиненої форми кожного з металів, тобто також була вища. Для ставка, де концентрація ГР у воді значно нижча, ніж у Канівському водосховищі, а вміст вуглеводів більший, це слід було очікувати.

За розрахунками вмісту металів в 1 мг ГР і вуглеводів було встановлено, що останні не поступаються своєю зв'язувальною здатністю стосовно металів. Водночас, переважне знаходження металів у складі аніонних комплексних сполук з ГР зумовлене домінуванням цієї групи у складі РОР поверхневих вод. Зв'язувальна здатність ГР в натурних умовах щодо Al, Fe, Cu, Mn і Cr становила 0,14–1,24, 0,33–8,20, 0,22–3,58,

0,03–2,72 і 0,03–0,30 мкг/мг, а вуглеводів – відповідно 1,10–5,76, 4,33–47,1, 0,84–11,4, 0,72–16,0 і 0,66–3,74 мкг/мг. При зростанні концентрації металів у воді потенційна зв'язувальна здатність зазначених груп РОР може збільшуватись. Нами не розраховувалась зв'язувальна здатність БПР, що пов'язано з методичними труднощами у визначенні концентрації металів, які зв'язані в комплекси з БПР. Цьому могли б зааридити результати гель-хроматографічних досліджень.

Дослідження ролі різних за молекулярною масою фракцій ГР у міграції та зв'язуванні металів у комплексні сполуки проводились нами раніше. Встановлено, що ГР з молекулярною масою >20 кДа і <1 кДа найбільш активні у цьому процесі (Линник и др., 2014). Аналогічні дослідження нами проведено для вуглеводів. За розрахунками вмісту досліджуваних металів у 1 мг фракцій вуглеводів певної молекулярної маси було встановлено, що найбільші його значення характерні для фракцій вуглеводів з молекулярною масою ≥ 50 і ≤ 5 кДа. Вуглеводи з молекулярною масою 50–20 і 20–5 кДа домінували, але поступались за зв'язувальною здатністю щодо металів.

У воді Канівського водосховища і Горіхуватського ставка № 5 частка вуглеводів з молекулярною масою ≤ 5 кДа зазнавала сезонних змін і знаходилась в межах відповідно 8,2–37,9 і 22,5–48,4% загального вмісту вуглеводів. Встановлено, що в цих водних об'єктах вміст вуглеводів із зазначеною молекулярною масою досягає мінімальних значень у весняно-літній період. Відносний вміст Al, Fe, Cu, Mn і Cr у складі комплексних сполук з вуглеводами з молекулярною масою ≤ 5 кДа у воді Канівського водосховища становив відповідно 22,8–64,1, 17,0–52,4, 34,6–70,2 35,7–45,2 і 16,1–29,5% від сумарного вмісту кожного з металів у нейтральній фракції, тоді як їхня концентрація у складі цієї фракції вуглеводів не перевищувала відповідно 2,4, 33,0, 5,3, 7,0 і 1,0 мкг/дм³. Частка зазначених комплексних сполук металів у воді Горіхуватського ставка № 5 знаходилась також в широких межах – 18,6–53,7, 35,8–55,0, 21,0–43,5, 42,1–82,0 і 32,3% від сумарного вмісту кожного з металів у нейтральній фракції. Максимальна ж концентрація Al, Fe, Cu, Mn і Cr у складі комплексних сполук з вуглеводами з молекулярною масою ≤ 5 кДа становила відповідно 8,6, 57,4, 4,7, 30,9 і 0,5 мкг/дм³.

На прикладі досліджуваних водних об'єктів було показано, що сезонні зміни вмісту та компонентного складу РОР впливають на співвідношення розчинених форм металів та їхню потенційну біодоступність для гідробіонтів.

Задорожна Г. М.¹, Семенюк Н. Є.¹, Качула І. Г.²

¹Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна

²Національний університет „Києво-Могилянська академія”, Київ, Україна

e-mail: anna_zadorozhna@ukr.net , natasemenyuk@gmail.com, kachula.1694@gmail.com

ВИДОВИЙ СКЛАД BACILLARIOPHYTA В ЛІТНІЙ ПЕРІОД НА КИЇВСЬКІЙ ДІЛЯНЦІ КАНІВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

Діатомові водорості (Bacillariophyta) – є одним із важливих компонентів альгофлори прісноводних водойм і водотоків. Bacillariophyta заселяють різні типи біотопів, що дозволяє їх використовувати для біоіндикації якості води та екологічного стану водних екосистем. Окрім того, представники діатомових водоростей здатні формувати значні біомаси у різні сезони року та входять до складу домінуючого комплексу угруповань планктону та перифітону.

У Канівському водосховищі діатомеї складають значну частку флористичного різноманіття водоростей: у фітопланктоні – близько 30% загальної кількості видів, а у фітоепіфітоні – близько 60% (Zadorozhna, Semeniuk, Shcherbak, 2017).

З огляду на це, метою нашої роботи було дослідити видовий склад діатомових водоростей планктону і фітоепіфітону в літній період на київській ділянці Канівського водосховища.

Матеріалами для даної роботи слугували відбори проб водоростей планктону (10 проб) та епіфітону (10 проб) на станції моніторингу, розташованій на відстані близько 11,5 км вниз за течією від Греблі Київської ГЕС в літній період 2017 р. Альгологічний матеріал відбирали, фіксували, опрацьовували згідно загальноприйнятих гідробіологічних методів (Топачевский, Масюк, 1984; Методи..., 2006). Оцінку значення окремих видів у формуванні планктонного альгоугруповання здійснювали за показником частоти трапляння, який базується на наявності чи відсутності виду у пробі з урахуванням загальної кількості проб (Девяткин, Митропольская, 2002). Проби фітопланктону відбирали на чистоводній ділянці за допомогою батометра Рутнера в об'ємі 1 дм³.

Проби фітоепіфітону відбирали на комиші озерному (*Schoenoplectus lacustris* (L.)), що належить до повітряно-водної екологічної групи рослин. Фрагменти рослин зрізали під водою, вміщували у широкогорлі склянки і заливали дистильованою водою. У лабораторії з рослин зчищали обростання і визначали їхній видовий склад.

Результати досліджень встановили, що видовий склад Bacillariophyta у літньому фітопланктоні складав 34 види і внутрішньовидові таксони (32% загальної кількості видів) із 3 класів, 10 порядків і 21 роду. Найбільшою кількістю видів був представлений клас Bacillariophyceae – 16 в. в. т. (47% видового складу діатомових водоростей), менш представленими були Coscinodiscophyceae – 10 в. в. т. (29 %) і Fragilariophyceae – 8 в. в. т. (24%).

Ядро таксономічного різноманіття діатомових водоростей (54 %) формували Fragilariales – 8 в. в. т., Cymbellales – 5 в. в. т. та Bacillariales – 5 в. в. т. Провідне місце у фітопланктоні за кількістю видів займали роди: *Nitzschia* Hass. (15%) і *Aulacoseira* Thw. (12%). Найбільш часто у літньому фітопланктоні зустрічались центричні діатомеї (Centrophyceae) *Aulacoseira distans* (Ehr.) Sim. (90%), *Aulacoseira granulata* (Ehr.) Sim. f. *granulata* (67%), які є типовими представниками планктону.

В епіфітоні на комиші озерному було виявлено 47 видів і внутрішньовидових таксонів з відділу Bacillariophyta, що складало 72% від загального таксономічного різноманіття водоростей обростань. Зареєстровані види діатомових водоростей належали до 3 класів, 11 порядків і 26 родів.

Найбільш різноманітно був представлений клас Bacillariophyceae – 33 в. в. т. (70% видового складу діатомових водоростей), субдомінантами виступали представники класу Fragilariophyceae – 9 в. в. т. (19% видового складу діатомових водоростей).

Ядро різноманіття фітоепіфітону формували три провідні порядки, сумарна частка яких становила 60% від таксономічного різноманіття діатомових водоростей: Cymbellales – 13 в. в. т., Fragilariales – 8 в. в. т. та Naviculales – 7 в. в. т.

До провідних родів належали: *Navicula* Bory – 13%, *Cymbella* Ag., *Nitzschia* та *Gomphonema* (Ag.) Ehr. – по 8,5% відповідно, які разом формували 38% видового складу діатомових водоростей фітоепіфітону.

Аналіз частоти трапляння видів у фітоепіфітоні показав, що найбільш часто зустрічались *Cocconeis placentula* Ehr. та *Rhoicosphenia abbreviata* (C.Agardh) Lange-Bertalot – для них даний показник складав 100%, тобто вони були виявлені у кожній пробі. Ці види є типовими для обростань і характеризуються гетерополярною будовою стулки, яка дозволяє їм міцно прикріплюватись до поверхні субстрату. До видів із частотою трапляння 90% належали *Melosira varians* Ag. та *Starosira construens* Ehr. Слід зазначити, що перший вид належить до центричних діатомових, а другий – до пенатних, але спільною їх ознакою є те, що вони утворюють довгі стрічкоподібні

колонії і можуть розвиватися як в обростаннях, так і в інших біотопах (планктоні, бентосі).

Таким чином, у літній сезон 2017 р. діатомові водорості планктону та епіфітону характеризувались високим видовим різноманіттям: у фітопланктоні – 32% від загальної кількості видів, а у фітоепіфітоні – 72%. За кількістю видів на рівні порядків у фітопланктоні перше місце займав порядок *Fragilariales*, а у фітоепіфітоні – *Cymbellales*. На рівні родів ядро фітопланктону формували *Nitzschia* та *Aulacoseira*, а у фітоепіфітоні – *Navicula*, *Cymbella*, *Nitzschia* та *Gomphonema*.

Зазначимо, що як у фітопланктоні (47%), так і у фітоепіфітоні (44%) близько половини видів діатомових водоростей характеризувались низькою частотою трапляння. Це свідчить про те, що протягом досліджуваного періоду таксономічний склад *Bacillariophyta* обох альгоугруповань був досить мінливим, а це може виступати одним із механізмів забезпечення їхньої стійкості до дії різних екологічних чинників.

Іванова Н. О.

Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна

e-mail: ivanova_n_a@ukr.net

СУЧАСНІ ГІДРОЛОГІЧНІ УМОВИ ФОРМУВАННЯ ІНТЕГРАЛЬНИХ ПОКАЗНИКІВ СТАНУ ЕКОСИСТЕМИ ВОДОСХОВИЩА САСИК

Із збільшенням антропогенного навантаження на водні об'єкти зростає необхідність використання науково-обґрунтованих та дружніх до гідроекосистем методів управління. Одночасно імплементація вимог водно-рамкової та інших директив ЄС, які пропагують екосистемний підхід до оцінки потенціалу істотно змінених водних об'єктів, актуалізує пошук і використання інтегральних показників. Серед них можна виокремити комплексні (екологічні й гідробіологічні індекси) та індивідуальні інтегральні показники стану екосистем водойм. До останніх відносяться конкретні параметри стану водного середовища – в основному, його гідрохімічні та гідрофізичні характеристики. Вони визначаються в натурних умовах, є досить інформативними та можуть використовуватися як індивідуально, так і в якості складових при комплексних дослідженнях.

При вирішенні прогностичних завдань управління водоймами через достатню інформативність та відносну легкість розрахунків часто використовуються індивідуальні показники, а саме концентрація у воді легкоокиснюваної органічної речовини (за БСК), вміст розчиненого кисню (O_2), загальна мінералізація води, вміст завислих речовин (каламутність води), теплоємність водних мас та інші.

Вибір оптимального показника в кожному конкретному випадку спирається на екологічний закон лімітуючого фактору або закон толерантності – тобто визначальною для функціонування екосистеми є дія фактору, що найбільше відхиляється від норми коливань. Наявність спостережень за фактором впливу або обраним показником також є пріоритетною вимогою. Тому логічно, що, наприклад, для водойм-охолоджувачів електростанцій лімітуючим фактором існування техноекосистеми стане теплове забруднення, а інтегральним показником – динаміка теплоємності водних мас. В той же час для істотно змінених водойм урбанізованих територій, де основним перетворюючим фактором є антропогенний вплив через скидання стічних вод та забудову водозбірної площі, для прогностичних завдань доцільніше оцінювати динаміку БСК та вмісту кисню (Тімченко, 2016).

Для лимана-озера Сасик, який більше 30 років тому було перетворено на водосховище, в якості інтегрального показника можна обрати будь-який з вище

перерахованих. Та спираючись на попередні дослідження визначено, що надходження дунайської води стало вирішальним фактором функціонування екосистеми на сучасному етапі існування водойми. Так як дунайська вода відзначається підвищеною каламутністю, то в даній роботі інтегральним показником обрано вміст та динаміку завислих у воді речовин, а саме їх мінеральної складової.

Такий вибір є обґрунтованим, по-перше, тим, що завислі речовини, їх склад, кількість та динаміка є важливим фактором формування якості природних вод. Вони істотно впливають на різні процеси, що проходять у водоймах, в тому числі на діяльність гідробіонтів. Із зависями здійснюється міграція багатьох важких металів, а седиментація речовин на дно забезпечує формування комплексу донних відкладів.

По-друге, даний показник вже вивчався при вирішенні прогностного завдання з метою пошуку оптимального варіанту режиму надходження, транспортування та акумуляції завислих речовин під час проектування водогосподарського комплексу Дунай-Дніпро, що мав включати Сасик (Тімченко, 1984). Цими дослідженнями доведено, що водосховище має значну акумулюючу властивість – 95,5–98,1% твердого стоку дунайського походження навіть при транзитному варіанті експлуатації залишається у водоймі.

По-третє, на сьогодні активно обговорюється питання подальшої долі водосховища. Одним з варіантів є відновлення зв'язку з морем через шлюзований канал, іншим – утворення в південній частині аванпорту. В цих випадках можливе потрапляння завислих речовин разом з адсорбованими на них токсикантами до морської акваторії, що наразі є курортною зоною. При використанні в майбутньому водойми у водо- або рибогосподарській галузі питання концентрації завислих речовин також залишиться актуальним.

В натурних умовах концентрація завислих речовин визначається згідно ДСТУ ISO 5667–15:2007 та інших стандартних методик. Для вирішення прогностичних і управлінських задач, окрім визначення в натурі, доцільно використовувати розрахункові способи, а саме метод моделювання, що передбачає визначення балансу обраного показника у водному об'єкті (так званий балансовий метод). При цьому обов'язковим є врахування гідрологічних характеристик водойми, а саме зовнішнього водообміну та внутрішньоводоймової динаміки. Таким чином балансовий метод дозволяє врахувати особливості водного режиму та зменшити кількість натурних досліджень, але потребує певного наближення та спрощення.

В нашому випадку, щоб врахувати особливості дії факторів на зміну концентрації завислих речовин, доцільно розділити водойму на два райони – південний та північний, межею яких є звуження. Для розрахунків умовно приймемо, що площа акваторії південного району складає 168 км², а північного – 42 км². Умовний об'єм при НПР відповідно – 426,5 та 73,5 млн. м³. Водообмін між районами в моделі – максимально-розрахунковий: час добігання водних мас з початку водойми (крайньої південної точки) до кінця (крайня північна точка) складає 30 діб (22 доби в південному районі, 8 – в північному). Розрахунок проводився за умови одночасної роботи каналу Дунай–Сасик (100 м³/с) і шлюзу-водоскиду (100 м³/с) та при постійній дії на водойму вітру середньої швидкості (5 м/с).

На основі аналізу літературних джерел та натурних спостережень для Сасика на сучасному етапі існування були виділені наступні фактори впливу на зміну мінеральної частини вмісту завислих речовин: водообміні процеси, переробка берегів, скаламучування донних відкладів і седиментація завислих речовин.

Вплив водообмінних процесів розраховувався за середньорічними показниками водного балансу водойми та вимірними в натурі даними щодо концентрації завислих у воді речовин на різних ділянках акваторії. Так, для південного району розрахунковий внесок у зміну показника склав 0,795, а для північного – 2,505 г/м³ за добу.

За розрахунками внаслідок переробки берегів за рік до водосховища надходить 54,3 тис. т матеріалу. Тому складова зміни показника внаслідок дії даного фактору для південного району складає 0,257, а для північного – 0,532 г/м³ за добу.

Внаслідок скаламучування донних відкладів концентрація завислих у воді речовин збільшується майже однаково по всій акваторії водойми – на 0,37 г/м³ за добу в південному районі водосховища та на 0,365 г/м³ за добу в північному. Треба зазначити, що скаламучування донних відкладів відбувається лише у випадку, коли швидкість придонних течій більша за критичну. У зворотному випадку спостерігаються процеси седиментації (Гончаров, 1962). При розрахунках це значення в середньому складає для південного району 0,881 г/м³ за добу, а для північного – 2,11 г/м³ за добу.

В цілому, при заданих умовах моделювання в середньому за місяць збільшення мінеральної частки зависей у водосховищі за рахунок усіх факторів складатиме 0,219 г/м³. Ця величина є розрахунковою та при натурних дослідженнях може нівелюватися внаслідок часткої зміни напрямку та швидкості вітру, а також через роботу гідротехнічних споруд. Однак алгоритм розрахунків може бути використаний і при інших умовах, яких потребуватимуть управлінські задачі.

Ігнатенко І. І.

*Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна
e-mail: Ignatenko-Irina@ukr.net*

МІГРАЦІЯ ТА ВЗАЄМОЗВ'ЯЗОК МОЛІБДЕНУ З ОКРЕМИМИ ГРУПАМИ ОРГАНІЧНИХ РЕЧОВИН У ВОДІ ОЗЕРА ВЕРБНОГО

Один із важливих чинників, що впливає на розподіл молібдену у водному середовищі – це розчинені органічні речовини (РОР). Вони здатні зв'язувати молібден у комплекси, що зумовлює його міграцію у воді переважно у розчиненому стані. Також завдяки цьому вміст молібдат (MoO_4^{2-})-йонів знаходиться нижче межі визначення високочутливим каталітичним методом (1×10^{-6} г/дм³) (Основы ..., 2001).

Загальну концентрацію розчиненого молібдену визначали після деструкції РОР. У воді оз. Вербного вона коливалася в межах 1,3–4,2 мкг/дм³. Вивчення молібдену у складі різних фракцій РОР проводили після їх розділення на колонках з йонообмінними целюлозами. Отримані дані показали, що молібден перебував головним чином у кислотній та нейтральній фракціях. Останні містять у своєму складі переважно гумусові речовини (ГР) та вуглеводи. Частка комплексних сполук молібдену з ГР становила 42,2–65,1%, з вуглеводами – 26,3–44,4% від загального вмісту розчинених сполук молібдену. Вагома частка комплексних сполук молібдену нейтральної фракції зумовлена значною концентрацією вуглеводів (4,7 мг/дм³) в оз. Вербному. Під час інтенсивного розвитку та відмирання фітопланктону та вищої водної рослинності вуглеводи можуть надходити в водне середовище. Концентрація ГР у воді озера складала 2,7–4,9 мг/дм³ (Ігнатенко, 2016). Завдяки високій здатності ГР відновлювати та зв'язувати метали у комплексах з ними знаходилося майже 50% розчиненого молібдену.

Для дослідження молекулярно-масового розподілу розчинених сполук молібдену у складі нейтральної і кислотної фракцій застосовували метод гель-хроматографії. Серед комплексів молібдену з ГР домінували сполуки з молекулярною масою < 1 кДа, які становили 55,6%. Частка сполук з молекулярною масою > 20 кДа складала лише 16,3% (Рисунок). Відомо, що низькомолекулярні сполуки мають високу

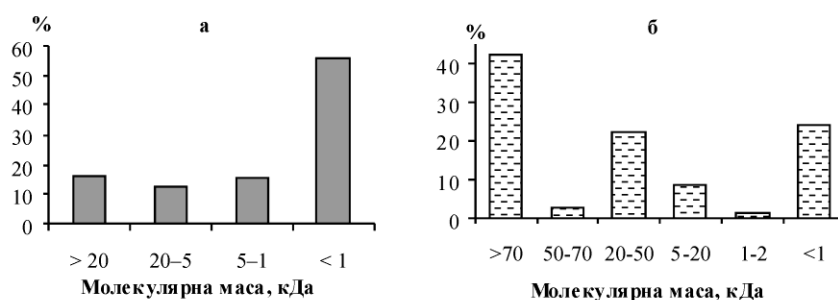


Рисунок. Молекулярно-масовий розподіл комплексних сполук молібдену з РОР кислотної і нейтральної фракцій у воді оз. Вербоного, 2017 р.

міграційну здатність у водному середовищі та можуть проникати через клітинну мембрану живих організмів. За результатами молекулярно-масового розподілу молібдену з вуглеводами 67,3% комплексів мали молекулярну масу > 20 кДа (рис). Максимальною виявилася фракція > 70 кДа – 42,2%, а фракція < 2 кДа складала 25,0%.

Таким чином, міграція молібдену в розчиненому стані відбувається завдяки комплексоутворенню з РОР. Комплексні сполуки молібдену утворюються здебільшого з низькомолекулярними ГР і молекулярна маса їхніх комплексів становить < 1 кДа. Тоді як, серед комплексів молібдену з вуглеводами переважають фракції з молекулярною масою > 20 кДа.

Іскевич О. В.

Чернігівський національний педагогічний університет імені Т.Г. Шевченка, Чернігів, Україна

e-mail: o.iskevych@gmail.com

ВПЛИВ ФОСФОРУ НА АКТИВНІСТЬ ДЕЯКИХ ФЕРМЕНТІВ ЕНЕРГЕТИЧНОГО ОБМІНУ КОРОПА ЛУСКАТОГО

Сполуки фосфору є одними з найважливіших компонентів всіх живих організмів та входять до складу АТФ, креатин фосфату, фосфоенолпірувату та ін. Фосфор постійно надходить у водойми природнім шляхом (розклад решток гідробіонтів, вивітрювання гірських порід, мінералів) та внаслідок діяльності людей (стічні води, мінеральні добрива, синтетичні миючі засоби та ін.). (Дудник, Євтушенко, 2013). У водних об'єктах він відіграє двояку роль. З одного боку, має визначальну роль в процесі фотосинтезу і є матеріалом, що необхідний для побудови клітин фітопланктону. З іншого – надлишок сполук фосфору призводить до розвитку евтрофікації у водоймах, і, як наслідок, накопичення біотоксикантів, погіршення якості води, загибель гідробіонтів тощо (Прокопчук, Грубінко, 2013). Крім того, проблема видалення сполук фосфору із стічних вод не має оптимального вирішення на даний час та потребує додаткових досліджень (Семінська та ін., 2015). Тому питання контролюваного антропогенного надходження фосфатів у водойми та наслідків цього явища – залишається відкритим.

Метою дослідження було встановити зміну активності деяких ферментів енергетичного обміну в тканинах коропа лускатого за дії різних концентрацій фосфору.

Дослідження проводилися в липні 2017 року на дворічках коропа лускатого масою 400–500 г. Риб групами по 5 екземплярів утримували протягом 14 діб у акваріумах об'ємом 200 дм³. В усіх випадках здійснювали контроль і підтримували постійний гідрохімічний режим води. Концентрації фосфору, що відповідали двом і

п'яти гранично допустимим концентраціям забезпечували шляхом внесення розрахованих кількостей солі Na_2HPO_4 . Для дослідження брали печінку, білі м'язи та зябра. Активність лактатдегідрогенази (КФ 1.1.1.27) та глюкозо-6-фосфатдегідрогенази (КФ 1.1.1.49) визначали спектрофотометрично при 340 нм. (Biochemica information, 1975). Вміст білку в ферментних препаратах визначали за методом Лоурі і співавт. (1951). Одержані цифрові дані опрацьовували статистично за допомогою програми Microsoft EXCEL, використовуючи коефіцієнт Стюдента. Відмінності між порівнюваними групами вважали вірогідними при $P < 0,05$.

У результаті дослідження встановлено, що активність лактатдегідрогенази при дії фосфору концентрацією 2 ГДК у білих м'язах зросла у 23 рази ($1,60 \pm 0,36$ в порівнянні з $0,07 \pm 0,02$ мкмоль/г тканини в контролі, $P < 0,01$), а в зябрах у 4,5 рази ($1,32 \pm 0,35$ в порівнянні з $0,29 \pm 0,14$ мкмоль/г тканини в контролі, $P < 0,05$). У печінці активність даного ферменту збільшилась у 2,8 рази ($1,27 \pm 0,23$ в порівнянні з $0,46 \pm 0,17$ мкмоль/г тканини в контролі, $P < 0,1$).

Активність ЛДГ при впливі концентрації фосфору 5 ГДК у білих м'язах зросла в 8,4 рази ($P < 0,02$), а в зябрах – у 1,23 рази ($P < 0,5$). У печінці активність ферменту невірогідно зменшилась у 1,6 рази ($P < 0,5$).

Що стосується глюкозо-6-фосфатдегідрогенази за дії фосфатів зростання активності ферменту спостерігалось в усіх піддослідних групах. При впливі двох гранично допустимих концентрацій зафіксовано наступне збільшення активності ферменту – у 12,9 ($P < 0,01$), у 3,2 ($P < 0,2$) та 2,7 рази ($P < 0,2$) в білих м'язах, зябрах та печінці відповідно.

При дії концентрації фосфору, що становила 5 ГДК у білих м'язах та печінці активність ферменту невірогідно збільшується у 12,9 ($P < 0,1$) та 1,7 рази ($P < 0,2$). У зябрах вірогідні зміни становлять $0,16 \pm 0,03$ в порівнянні з $0,044 \pm 0,025$ мкмоль/г тканини в контролі, $P < 0,02$.

Отже, в результаті дослідження встановлено, що активність лактатдегідрогенази та глюкозо-6-фосфатдегідрогенази значно збільшується при дії 2 ГДК фосфору в усіх піддослідних групах. Разом з тим, зміни активності даних ферментів при підвищенні концентрації фосфору до 5 ГДК – неоднозначні. У білих м'язах активність обох ферментів зростає, проте в зябрах активність лактатдегідрогенази збільшується, а глюкозо-6-фосфатдегідрогенази зменшується. У печінці – навпаки, спостерігається зниження активності лактатдегідрогенази, а глюкозо-6-фосфатдегідрогенази – підвищення.

Коваленко Ю. О.

Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна

e-mail: yuliia888@i.ua

ХРОНІЧНИЙ ВПЛИВ ДИХРОМАТУ КАЛІЮ НА ВМІСТ КОРТИЗОЛУ ТА ГЛЮКОЗИ У ПЛАЗМІ КРОВІ ГІРЧАКА ЗВИЧАЙНОГО *RHODEUS SERICEUS* (PALLAS, 1776)

Водні екосистеми постійно зазнають вплив антропогенних чинників, зокрема токсичного навантаження. Це викликає суттєві трансформації водойм, зменшує їх біорізноманіття та порушує перебіг метаболічних процесів у гідробіонтів (Панасюк, Томільцева, Зуб, Погорелова, 2015). Оцінити ступень забруднення водойм можна за фізіолого-біохімічною відповіддю риб. Найбільш доцільно при цьому досліджувати нейрогуморальні реакції організму на діючі чинники. Перш за все, це зміни вмісту кортизолу у плазмі крові риб, які існують у водоймах з різним ступенем

забруднення водою, проте за тривалий час вже акліматизувалися до цих умов. Відомо, що на дію стресових умов риби реагують підвищенням вмісту кортизолу у крові. За цим показником можна оцінити силу та тривалість стресових чинників (Robilson, 2009). Цей гормон залучений у регулюванні спрямованості та активності проходження метаболічних процесів за дії абіотичних та антропогенних чинників (Peter, 2004). Задля підтримки гомеостазу організму кортизол активує енергетичний обмін, зокрема з залученням в метаболізмі глюкози, ліпідів та жирних кислот (Christiansen 2004). Виходячи з цього, необхідно враховувати також і вміст глюкози у плазмі крові, відхилення від його норми свідчить про зміни у енергетичному обміні, а також про секрецію гормонів у кров (Жуков, 2007).

Метою роботи було дослідити зміни вмісту кортизолу та глюкози у плазмі крові статевозрілого гірчака звичайного при хронічному впливі стандартного та референтного для токсикологічних досліджень токсиканта – дихромату калію.

Для виконання поставлених задач на Білоцерківській експериментальній станції Інституту гідробіології НАН України були проведені модельні експерименти. Біологічним об'єктом досліджень слугували особини статевозрілого гірчака звичайного (*Rhodeus sericeus* Pallas). Дворічних риб у кількості 35 екз. поміщали в акваріуми об'ємом 30 дм³ з концентрацією дихромату калію у воді 2,5; 5,0; 10,0; 20,0 мг/дм³ за стабільною температурою води 19 °С. Експозиція риб тривала впродовж 14 діб з щодобовою заміною 1/3 об'єму акваріума з відповідною концентрацією токсиканта.

Перша смертність риб була зафіксована при максимальній концентрації дихромату калію (20,0 мг/дм³) впродовж перших 12 год. На 7 добу експерименту загибель риб припинилась, а виживання гірчака складало 20%. За середніх концентрацій (5,0 та 10,0 мг/дм³) перша загибель риб наступала на 11 добу, а за мінімальної концентрації токсиканта (2,5 мг/дм³) смертність риб не спостерігалася.

За результатами біохімічних досліджень встановлено, що вміст кортизолу у плазмі крові гірчака істотно змінюється за дією токсиканта. За концентрацій дихромату калію 2,5; 5,0; 10,0 мг/дм³ вміст гормону у плазмі крові пропорційно збільшується в 1,4; 1,79 та 2,0 рази порівняно до контролю. За максимальної концентрації 20 мг/дм³ вміст гормону починає знижуватися на 12,0% порівняно з 10,0 мг/дм³. Таким чином, вища концентрація дихромату калію, як за життєздатністю, так і за вмістом кортизолу у крові, призводить до виснаження організму риб, що і викликає їх загибель. Разом з цим окремі особини гірчака змогли адаптуватися і до надмірної концентрації дихромату калію.

В ході експериментів встановлено, що вміст глюкози в плазмі крові риб за концентрацій 2,5; 5,0; 10,0 мг/дм³ дихромату калію незначне знижується на 10,0; 7,0 та 3,0% порівняно до контролю. Це, вочевидь, пов'язано з її посиленням використанням в пристосувальних процесах до дії токсиканта. За максимальної концентрації дихромату калію (20,0 мг/дм³) вміст глюкози істотно в 1,21 рази зростає по відношенню до контролю. Можливо це пов'язано як зменшенням вмісту кортизолу у крові, так і посиленням процесів її синтезу для підтримки енергетичного балансу. На цьому етапі адаптування риб до токсичного навантаження можливо використання інших енергетичних субстратів такі, як ліпіди і білки.

Згідно з літературними даними при тривалому перебуванні риб в хромовмісній воді за низьких концентрацій відбувається накопичення помаранчевої рідини в черевній порожнині риб, а токсична дія дихромату калію відбувається через поступове зниження рН води. До того ж під дією кислоти дихромати перетворюються на солі хрому (III) (Лукьяненко, 1976), що збільшує токсичність води, згодом риба гине від ураження зябер (Метелев, Канаєв, Дзасохова, 1971). За іхтіопатологічними дослідженнями встановлено, що при зниженні показника рН ацидоз (кислотна хвороба) проявляється не одразу, а через певний проміжок часу (Грищенко, 1999). Саме через це

ми можемо спостерігати на 14-ту добу збільшення кортизолу при незначних сумарних відхиленнях глюкози, яка безперечно підключається до забезпечення енергетичних процесів. Але при максимальній концентрації токсиканту на тлі зниження вмісту кортизолу зростає вміст глюкози.

Виходячи з вищезазначеного, можна дійти висновку, що дихромат калію має специфічний вплив на організмів риби. Його токсичність проявляється в зміні гідрохімічних показників води, зокрема зниження рН води в кислу сторону. Це призводить до розвитку ацидозу і через деякий час риби гинуть від ураження зябрового апарату, що підтверджується наявністю крововиливів на зябрах. Швидкість зміни рН у воді залежить від концентрації дихромату калію. Саме тому в середніх концентраціях (5,0 та 10,0 мг/дм³) виживаність риби була більшою відносно максимальної концентрації (20 мг/дм³), де риби почали гинути з перших 12 годин. Це знайшло свого підтвердження на біохімічному рівні, адже вміст кортизолу в плазмі крові свідчить про проходження адаптування риби до стресових чинників, але довготривале збільшення вмісту цього гормону у крові призводить до виснаження риби і подальшої її загибелі. Показники глюкози свідчать про активне її використання в енергетичному забезпеченні процесів адаптації, а за максимальної концентрації (20 мг/дм³) – активний її синтез і можливо використання інших енергетичних субстратів. Отже особини гірчака звичайного мають доволі високі адаптивні можливості до токсичного навантаження. З огляду на те, що при максимальній концентрації дихромату калію виживаність складала 20%, а в мінімальній (2,5 мг/дм³) загибелі риби не спостерігалось, що можливо зумовлено стимуляцією імунної відповіді організму, але це потребує подальших досліджень як і у випадку з середніми концентраціями (5,0 та 10,0 мг/дм³), адже ми могли спостерігати лише початкові відповіді організмів риби на дію токсиканта.

Коржов Є. І., Кучерява А. М.

*Херсонська гідробіологічна станція НАН України, Херсон, Україна
Національний природний парк «Нижньодніпровський», Херсон, Україна
e-mail: korzhov888@ukr.net*

ВПЛИВ ІНТЕНСИВНОСТІ ВОДООБМІННИХ ПРОЦЕСІВ НА ОКРЕМІ ЕЛЕМЕНТИ ГІДРОХІМІЧНОГО РЕЖИМУ ВОДОЙМ ПОНИЗЗЯ ДНІПРА

Згідно загальноприйнятої класифікації за інтенсивністю зовнішнього водообміну водойми пониззя Дніпра поділяються на три групи: з інтенсивним (до 3 діб), помірним (3–15 діб) та повільним (більше 15 діб) водообміном. При дослідженні формування гідрохімічного режиму водних об'єктів пониззя Дніпра нами були обрано ряд типових водойм з кожної з цих груп. З них до водойм з інтенсивним зовнішнім водообміном належить Сабецький лиман – вода в ньому повністю змінюється на нову приблизно за 3 доби. З водойм другої групи були обрані оз. Кругле, Стеблівський та Кардашинський лимани з періодом зовнішнього водообміну 7–12 діб. До водойм з повільним водообміном нами віднесені озера Закитне, Скадовськ-Погоріле і Назарово-Погоріле з періодом зовнішнього водообміну 16–24 доби.

Відбір гідрохімічних проб проводився згідно прийнятої сітки станцій моніторингових спостережень, розроблених на Херсонській гідробіологічній станції НАН України впродовж теплої періоду 2016 року. За період спостережень всього було проаналізовано 68 проб води за 15 гідрохімічними показниками.

Вміст розчиненого у воді кисню впродовж року змінювався від 9,3 до 14,9 мг/дм³. Незначне перенасичення води киснем в усі сезони спостерігалось майже у всіх досліджених водоймах. Основним фактором, що зумовлює перенасичення вод

киснем у водоймах пониззя Дніпра навесні є вища водна рослинність, що з прогрівом водних мас починає активно розвиватись по акваторії.

Так у Стеблівському лимані навесні води верхнього плеса, зарослого зануреними та напівзануреними водними рослинами приблизно на 60%, більш насичені киснем, ніж води нижнього, переважно вільного від рослин, плеса не дивлячись на більшу динамічну активність вод в останньому. Подібна залежність простежується і в оз. Скадовськ-Погоріле. В подальші сезони, з посиленням дії інших факторів, що впливають на вміст кисню у воді, зазначена залежність стає менш помітна.

Зниження насичення води киснем нижче 100% періодично відмічалось у водоймах зі слабким зовнішнім водообміном (Назарово-Погоріле, Скадовськ-Погоріле, Закитне). Їх води переважну частину року значно насичені органічними речовинами та сполуками, що періодично спричиняє дефіцит розчиненого у воді кисню. Наприклад в оз. Закитному на початку серпня було зафіксовано вміст кисню у воді всього 1,6 мг/дм³ (насиченість 18%). Дефіцит насичення води киснем у водоймах з повільним водообміном частіше відмічається у літньо-осінній період, коли в них відбувається активне накопичення органічних речовин, процеси самоочищення водних мас знижуються.

Коливання вмісту іонних компонентів також мають свою сезонну динаміку та, відповідним чином, залежать від інтенсивності водообміну водойми з русловою мережею Дніпра, що свідчить про переважно алохтонний характер його формування у заплавах водоймах регіону досліджень.

У водоймах з періодом зовнішнього водообміну меншим за 3 доби (Сабецький лиман) вміст іонів Ca²⁺ та Mg²⁺ практично повторює їх концентрацію в русловій мережі Дніпра. Максимальні значення їх вмісту спостерігаються у водоймах з періодом зовнішнього водообміну більшим за 15 діб, таких як Назарово-Погоріле, Скадовськ-Погоріле, Закитне.

Формування вмісту Cl⁻ у водоймах також має свої особливості. У водоймах зі швидкою зміною водних мас кількість іонів хлору відповідає їх концентрації у воді руслової мережі пониззя Дніпра, і в середньому становить біля 40 мг/дм³.

При послабленні водообмінних процесів у водоймах концентрація Cl⁻ починає збільшуватись. Це відбувається за рахунок того, що при слабкій зміні водних мас, вода, яка надходить з русла, в теплий період року у водоймі активно прогрівається і випаровується, в результаті чого кількість води в озері зменшується, а концентрація Cl⁻ у воді збільшується. Поступове підвищення вмісту Cl⁻ у водоймах зі слабким зовнішнім водообміном зазвичай відбувається від весни, коли їх концентрація у воді мінімальна, до осені. Восени, через зниження температури повітря та збільшення кількості атмосферних опадів, процес накопичення іонів хлору у водоймах цього типу сповільнюється, відбувається поступове розбавлення водних мас, яке продовжується до весни.

Так у верхньому плесі оз. Скадовськ-Погорілого загальний вміст Cl⁻ навесні складав 59,5 мг/дм³, в серпні його концентрація збільшилась до 62,5, восени – знов знизилась до значення 55,2 мг/дм³. Подібний розподіл притаманний і озерам Назарово-Погоріле та Закитне з періодом зовнішнього водообміну більшим за 15 діб.

При збільшенні періоду зовнішнього водообміну у водоймах починають переважати процеси накопичення органічних речовин, що з часом седиментують та акумулюються у донних відкладах.

Найнижчі значення перманганатного окиснювання (ПО), як характеристики, що відображає кількість легкоокиснювальних органічних і, частково, гумусових сполук, майже у всі сезону року відмічаються в Сабецькому лимані. Винятком є весняний період, коли Каховська ГЕС працює в безпіковому режимі попусків і зовнішній водообмін знижується тут до 12–15 діб. До того ж у водоймі ще зберігаються

органічні сполуки, що накопичувались в озері в зимовий період. При відновленні пікового режиму роботи Каховського гідровузла період зовнішнього водообміну Сабецького лиману зменшується до 2–4 діб, значення показника ПО відповідно знижується до 8,6 влітку і 2,4 мг О/дм³ восени.

Зазначимо, що впродовж року у пониззі Дніпра, через недостатню інтенсивність водообмінних процесів та значну біологічну продуктивність його водної екосистеми, відмічається підвищений вміст органічних речовин у воді.

Вміст біогенних речовин у заплавних водоймах пониззя Дніпра також має свої відмінності в залежності від інтенсивності водообміну з русловою мережею та сезонні особливості. Впродовж року їх кількість майже за всіма дослідженими показниками, підвищена у водоймах з періодом зовнішнього водообміну 3–15 діб, ніж у водоймах інших груп. Така залежність простежується внаслідок активного перебігу біологічних процесів у водоймах цього типу. При збільшенні періоду зовнішнього водообміну більше 15 діб, чи зменшенні його менше 3 діб біологічні процеси у водоймах протікають не так активно, кількість біогенних елементів у таких водоймах менша.

Загалом можна відмітити, що у водоймах пониззя Дніпра вміст біогенних речовин підвищений, що свідчить про високу трофність та значну біологічну продуктивність їх водних екосистем. Через це вони зберігають статус цінних водних об'єктів для розвитку рибного господарства в регіоні.

Проведені дослідження вказують, що інтенсивність зовнішнього водообміну значною мірою зумовлює особливості формування гідрохімічного режиму заплавних водойм пониззя Дніпра, зокрема вміст окремих мінеральних елементів, розчиненого у воді кисню, органічних речовин, тощо. Це дає змогу вважати, що регулювання водообмінних процесів у водоймах пониззя Дніпра може бути одним з важелів управління гідрохімічним режимом і, відповідно, їх екологічним станом.

Кофонов К.

*Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна
e-mail: kirillkofonov16@gmail.com*

ЗМІНА ВМІСТУ ГЛЮКОЗИ В КРОВІ МОЛОДІ КАРАСЯ СРІБЛЯСТОГО (*CARASSIUS GIBELIO* В.) ПІД ВПЛИВОМ ПІДВИЩЕНИХ КОНЦЕНТРАЦІЙ АМОНІЙНОГО АЗОТУ У ВОДІ

Забруднення екосистем впливає на метаболічні процеси риб, що призводить до значного зниження життєстійкості. Встановлено, що за дії стрес-факторів, зокрема амонійного азоту, відбувається перебудова метаболічних процесів, які спрямовані на забезпечення адаптаційно-компенсаторних механізмів в організмі. За токсичного впливу має місце істотне зростання активності обміну речовин риб, що викликає зростання енергетичних витрат для підтримання гомеостазу в токсичному середовищі.

Токсична дія амонійного азоту на організм риб відома давно і достатньо вивчена. Підвищені концентрації цієї речовини чинять ефект отрути нервово-паралітичної та гемолітичної дії.

Дослідження проводилося в формі хронічного токсикологічного експерименту на базі Білоцерківської експериментальної гідробіологічної станції Інституту гідробіології НАН України. Молодь карася сріблястого утримувалася в акваріумах об'ємом 30 дм³ з вмістом амонійного азоту 1 мг N/дм³, 2,5 мг N/дм³, 5 мг N/дм³ та 15 мг N/дм³ протягом 14 діб. Контрольні особини утримувалися в акваріумі з водою з річки Рось. В ході проведення експерименту здійснювалася щоденна підміна 1/3 від загального об'єму (10 дм³) і вносилися відповідна концентрація токсиканту для

підтримання сталих умов експерименту. Щоденно фіксувалася кількість загинув особин. Наступним кроком було визначення вмісту глюкози в крові молоді карася сріблястого. Відбір крові у молоді карася проводилося за допомогою інсулінових шприців з гепарином та пастерівською піпеткою. Аналіз проводився за допомогою набору реагентів для визначення концентрації глюкози у біологічних рідинах глюкозооксидазним методом «Глюкоза-Ф» фірми «Філісіт-Діагностика» (Україна).

В результаті проведеного дослідження з хронічної дії амонійного азоту було встановлено, що підвищена концентрація амонійного азоту при досліді з молоддю карася сріблястого призвела до падіння рівня глюкози в крові на 2–34% порівняно з контролем. За вмісту 1 мг N/дм³ вміст глюкози в крові карася сріблястого становив 8,34 ммоль/дм³, що на 34,8% більше ніж в контролі, відповідно 2,5 мг N/дм³ – 7,17 ммоль/дм³ – 15,2%, 5 мг N/дм³ – 6,78 ммоль/дм³ – 9%, 15 мг N/дм³ – 6,33 ммоль/дм³ – 2%. В контролі вміст глюкози в крові 6,22 ммоль/дм³.

Такі зміни вмісту глюкози в крові, пов'язані з адаптаційним відгуком організму на дію підвищених концентрацій токсиканту у воді. Вірогідно це обумовлено активізацією енергетичних процесів зокрема вуглеводневого обміну і відповідно витрат поживних речовин на підтримку гомеостазу за несприятливих умов, що призвело до їх виснаження. Подальший вплив високих концентрацій амонійного азоту викликає загибель особин внаслідок повного виснаження.

Підсумовуючи все вище сказане можемо зробити висновок, що підвищені концентрації амонійного азоту викликають у молоді карася сріблястого стрес. Організм дає відповідь на вплив несприятливих чинників навколишнього середовища і у риб спостерігається виснаження запасів енергоємних сполук. Адаптаційний відгук проявляється у зниженні вмісту глюкози в крові, яке відбувається прямо пропорційно зростанню концентрації амонійного азоту у воді.

Кравцова О. В.

*Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна
e-mail: kravtsovaolga00@gmail.com*

МАСОВИЙ РОЗВИТОК ВОДРОСТЕЙ ВОДОЙМ УРБАНІЗОВАНИХ ТЕРИТОРІЙ

Останнім часом основна увага в наукових дослідженнях приділяється „спалахам” розвитку деяких видів водоростей у річках, водосховищах та інших великих водних об'єктах. Однак і в сезонній динаміці багатьох невеликих міських водойм спостерігається зростання чисельності чи біомаси фітопланктону внаслідок масової вегетації водоростей.

Метою роботи було проаналізувати сезонну динаміку деяких міських водойм, розташованих на територіях з різним ступенем урбанізації, з'ясувати особливості кількісних та якісних показників масового розвитку фітопланктону.

Дослідження фітопланктону озера Опечень II, ставу в парку «Нивки» (м. Київ) та Соколівського ставу (м. Житомир) проводились впродовж вегетаційних сезонів (весна–літо) 2016–2017 рр. Проби фітопланктону відбирали двічі на місяць на стаціонарних станціях, фіксували, концентрували та камерально опрацьовували загальноприйнятими у гідробіології методами (Методи ..., 2006). Паралельно визначали прозорість води по диску Секкі.

Фітопланктон озера Опечень II та Соколівського ставу формували водорості з 9 відділів, серед яких представники відділів Cyanophyta, Chlorophyta та Euglenophyta зумовлювали формування піків розвитку фітопланктону.

В озері Опечень II синьозелені досягали максимальних кількісних показників влітку за рахунок розвитку *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs, величини чисельності якого були 61,8 – 171,6 млн. кл./дм³, а біомаси – 4,6 – 12,7 мг/дм³, *Oscillatoria agardhii* Gomont (відповідно 17,7 – 82,1 млн. кл./дм³, 1,1–5,1 мг/дм³) та *O. redekei* Goor (17,8–51,5 млн. кл./дм³, 1,1–3,2 мг/дм³). Вклад вищезазначених видів водоростей в сумарну чисельність фітопланктону водойми коливався в межах 23 – 98%, а в біомасу – 16 – 60%.

У Соколівському ставі м. Житомира, що на даний час використовується в рибогосподарських цілях, чисельність фітопланктону в червні–вересні досягала значень 34,7 – 46,6 млн. кл./дм³. Найсуттєвіший вклад у формування максимальних значень чисельності фітопланктону вносили синьозелені (до 80% загальної чисельності), серед яких слід відзначити наступні види: *A. flos-aquae* (L.) Ralfs, *A. elenkinii* Kisselev, *Anabaena flos-aquae* Bréb. in Bréb. et Godey, *A. spiroides* f. *crassa* (Lemmer.) Elenkin, *Oscillatoria agardhii* Gomont, *Microcystis pulvereae* (Wood) Forti emend Elenkin.

Інтенсивний розвиток зелених водоростей, а саме вольвоксових, у фітопланктоні Соколівського ставу розпочався в травні, й у червні значення біомаси сягали 33,1–77,8 мг/дм³. Видами-домінантами були вольвоксові *Pandorina charkowiensis* Korschikov та *Chlamydomonas monadina* (Ehrenb.) F. Stein, останній вид в червні формував 90–96% біомаси водоростевих угруповань планктону, цим самим спричиняючи «цвітіння» води. Подібну ситуацію спостерігали в червні і в ставі №2 у парку «Нивки» м. Києва, де біомаса *C. monadina* (Ehrenb.) F. Stein досягала 21,1 мг/дм³ (70% загальної біомаси фітопланктону).

В озері Опечень II спостерігали пік біомаси фітопланктону за рахунок масової вегетації евгленової водорості *Lepocinclis fusiformis* (Carter) Lemmerm., біомаса якої сягала 101,1 мг/дм³, що становило більше 80% загальної.

Значний розвиток водоростей позначався й на гідрофізичних показниках водойм, наприклад, у періоди їх масової вегетації прозорість води знижувалась від 100–105 до 15–20 см.

Високі значення кількісних показників розвитку фітопланктону цих водойм пов'язуємо насамперед з інтенсивним антропогенним навантаженням, а саме використанням їх у рибогосподарських цілях, для рекреації та аматорського рибальства, потрапляння забруднених підземних та поверхневих вод.

В цілому, результати досліджень сезонної динаміки кількісного та якісного різноманіття фітопланктону водойм, які знаходяться в міських агломераціях з різним ступенем урбанізації, показують, що високий ступінь антропогенного навантаження на них проявляється домінуванням представників синьозелених, зелених (в основному вольвоксових) та евгленових водоростей, частка яких в загальній чисельності або біомасі може досягати до 98%, що в свою чергу спричиняє «цвітіння» води.

Маренков О. М., Мельник С. О., Нестеренко О. С., Пилипенко Є. С.

Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара, Дніпро, Україна
e-mail: gidrobions@gmail.com

РОЛЬ ФІТОПЛАНКТОНУ В СПЕКТРІ ЖИВЛЕННЯ ЦЬОГОРІЧОК СОНЯЧНОГО ОКУНЯ *LEPOMIS GIBBOSUS* (LINNAEUS, 1758)

Дослідження спектру живлення гідробіонтів має важливе прикладне значення, особливої уваги потребує вивчення живлення гідробіонтів-вселенців, які в більшості випадків є харчовими конкурентами аборигенних видів. Одним із нових вселенців водойм України є сонячний окунь, який швидко поширює свій ареал та освоює нові

водойми нашої країни. Сонячний окунь *Lepomis gibbosus* (Linnaeus, 1758) – представник американського фауністичного комплексу, відноситься до родини Центрархові (Centrarchidae) ряду Окунеподібні (Perciformes). Природний ареал цього виду – прісні водойми Північної Америки від Великих озер до Флориди. У Запорізькому (Дніпровському) водосховищі сонячний окунь відомий як вид-вселенець. На сьогоднішній день цей вид добре акліматизувався та розширив свій ареал існування у водоймах Дніпропетровської області.

Дослідження проводилися влітку 2016 року на акваторії Самарської затоки Запорізького (Дніпровського) водосховища. Вибір іхтіологічних проб здійснювався на двох контрольно-спостережних пунктах (с. Одиноківка 48°50'60" N, 35°18'87" E та с. Новоселівка 48°57'35" N, 35°23'50" E). Науково-дослідні лови проводили на підставі дозволів на спеціальне використання водних біоресурсів. Риб відловлювали в третій декаді серпня на мілководдях Самарської затоки. Малькові облови проводили 10-метровою мальковою тканкою висотою 1 м, яка виготовлена з мельничного газу № 7 та мальковою волокушею з капронової делі з розміром вічка 4 мм. Для мальків сонячного окуня проводилися виміри довжини (з точністю до 1 мм) та маси особин (з точністю до 0,01 г). Нами проаналізовано 30 екземплярів цього літку сонячного окуня з наступними параметрами: $L=3,96\pm0,06$ см, $l=3,16\pm0,06$ см, $m=0,83\pm0,05$ г. Спектр живлення риб визначали за класичними гідробіологічними та іхтіологічними методами досліджень.

Дослідивши вміст кишково-шлункових трактів цього річка сонячного окуня, нами було виявлено прісноводні водорості, які відносяться до чотирьох відділів: Bacillariophyta, Cyanophyta, Chlorophyta та Euglenophyta. Згідно з даними, які були отримані під час відбору проб, встановлено, що найбільша кількість водоростей належала до відділу діатомових водоростей (Bacillariophyta) – 52% (20 представників), на другому місці зелені водорості (Chlorophyta) – 25% (10 представників), наступні синьо-зелені водорості (Cyanophyta) 18% (7 представників), найменша кількість видів – евгленові (Euglenophyta) – 5% (2 представники). Загалом отримані такі показники: Bacillariophyta – 1759 екземплярів, що належать до 20 таких родів: в середньому *Amphora* – $5,73\pm0,96$ екз., *Asterionella* – $21,78\pm3,66$ екз., *Aulacoseira* – $5,00\pm0,93$ екз., *Cocconeis* – $2,50\pm0,43$ екз., *Cyclotella* – $2,25\pm0,40$ екз., *Cymatopleura* – $3,47\pm0,51$ екз., *Cymbella* – $4,71\pm0,66$ екз., *Diatoma* – $3,27\pm0,57$ екз., *Eunotia* – $1,00\pm0,16$ екз., *Fragilaria* – $15,38\pm2,63$ екз., *Gomphonema* – $4,17\pm0,62$ екз., *Gyrosigma* – $1,00\pm0,18$, *Melosira* – $7,79\pm1,40$ екз., *Navicula* – $16,39\pm2,39$ екз., *Nitzschia* – $2,56\pm0,47$ екз., *Pinnularia* – $4,62\pm0,53$ екз., *Rhopalodia* – $1,50\pm0,27$ екз., *Stauroneis* – $2,05\pm0,43$ екз., *Surirella* – $2,67\pm0,50$ екз., *Synedra* – $3,38\pm0,58$ екз.

Відділ Chlorophyta – 509 екземплярів, належать до 10 родів: в середньому *Ankistrodesmus* $5,75\pm1,02$ екз., *Chlorella* – $2,78\pm0,38$ екз., *Cladophora* – $9,11\pm1,57$ екз., *Closterium* – $1,00\pm0,18$ екз., *Coenochloris* – $3,00\pm0,55$ екз., *Gonium* – $6,00\pm1,08$ екз., *Oocystis* – $4,69\pm0,84$ екз., *Pediastrum* – $1,00\pm0,17$ екз., *Scenedesmus* – $1,30\pm0,21$ екз., *Ulothrix* – $10,75\pm1,45$ екз.

Відділ Cyanophyta – 3043 екземпляри, належать до 7 родів: в середньому *Anabaena* – $5,33\pm0,96$ екз., *Gloeocapsa* – $8,00\pm1,46$ екз., *Merismopedia* – $7,00\pm1,26$ екз., *Microcystis* – $70,40\pm12,19$ екз., *Phormidium* – $2,50\pm0,45$ екз., *Oscillatoria* – $39,63\pm7,01$ екз., *Pseudoholopedia* – $137,12\pm22,22$ екз.

Відділ Euglenophyta – 9 екземплярів, належать до двох родів: в середньому *Euglena* – $1,00\pm0,16$ екз., *Trachelomonas* – $2,00\pm0,37$ екз.

Таким чином, цього річка сонячного окуня розміром $L=3,96\pm0,06$ см, $l=3,16\pm0,06$ см переважно живляться фітопланктоном. Подальші дослідження спектру живлення сонячного окуня дозволять з'ясувати його конкурентоздатність порівняно з аборигенними видами риб та визначити потенційні загрози щодо його негативного впливу на аборигенні іхтіокомплекси.

ВМІСТ АДЕНІЛОВИХ НУКЛЕОТИДІВ У ТКАНИНАХ ОКУНЯ РІЧКОВОГО *PERCA FLUVIATILIS* L. ЗА ДІЇ ПІДВИЩЕНОЇ ТЕМПЕРАТУРИ ВОДИ

Температура води є важливим фактором, що впливає на фізичні, хімічні, біохімічні і біологічні процеси, які відбуваються у водоймі. Її зміна лімітує не лише швидкість протікання хімічних реакцій, але й визначає загальний фізіологічний стан гідробіонтів. Якісні і кількісні показники гідроекосистем за коливань температурного режиму завжди викликали підвищений інтерес. Зокрема, кліматичні зміни, які спостерігаються протягом останнього століття, змушують живі організми формувати компенсаторні механізми до дії несприятливого чинника. Обмеження надходження поживних речовин, голод, різного роду біотичні, абіотичні та антропогенні чинники викликають реорганізацію фізіологічних та біохімічних процесів в організмі, тим самим порушуючи компенсаторну направленість основних метаболічних механізмів

Встановлено, що підвищення температури води, також, спричинює порушення енергетичного обміну у тканинах риб, стимулює мобілізація всіх енергетичних ресурсів клітини, органа або системи органів, а також може бути однією із причин інтенсифікації енергопродукування з наступним розвитком енергодефіциту. Останнє призводить до падіння швидкості окиснення субстратів мітохондрій, роз'єднання окисного фосфорилування та генерування активних форм кисню.

Енергетичні процеси в різних тканинах одного організму мають свої особливості. За однакових умов в одних тканинах організму може спостерігатися поступове збільшення активності клітинних біоенергетичних процесів, зайнятих як у сфері енергопродукування, так і в реакціях з використанням енергії, а в інших активуватися зворотні процеси. Енергетичний стан клітин, як відомо, визначається концентраціями АТФ, АДФ, АМФ, сумарною концентрацією аденілових нуклеотидів, їх співвідношенням та контролюється енергетичним зарядом.

Враховуючи вищесказане, метою нашої роботи було встановити вміст та співвідношення аденілових нуклеотидів у тканинах окуня за дії підвищеної температури води, та визначити значення аденілатного енергетичного заряду у відповідних тканинах за згаданих умов.

Дослідження проведено у червні місяці на дворічках окуня річкового *Perca fluviatilis* L. на Білоцерківській експериментальній гідробіологічній станції Інституту гідробіології НАН України. Риб поміщали в експериментальні акваріуми об'ємом 75дм³, наповнені водою із р. Рось, яка змінювалась 1 раз на 3 доби, та облаштовані системою нагрівання та аерації. Умови були наступні: 5 експериментальних акваріумів, у яких вода протягом дня поступово нагрівалася до 26 °С, 28 °С, 30 °С та максимальної температури 34°С, а на ніч нагрівачі вимикались, що призводило до зниження температури води у кожному акваріумі на 2 °С, 4 °С, 6 °С та 7–8 °С відповідно. Контролем слугував акваріум із температурою 24 °С, у якому цей параметр підтримувався постійно (без коливань). Вміст розчиненого у воді кисню підтримувався в межах 5,5±0,9 мг/дм³ (з підвищенням температури вміст кисню у воді дещо знижувався), рН – 7,0±0,2. Період аклімації риб становив 14 діб, що є достатнім для формування адаптивної відповіді на дію стрес-чинника.

Після 14-добової аклімації риб відбирали тканини м'язів і зябер, та в подальшому їх гомогенізували. Визначення концентрації АТФ, АДФ та АМФ у

тканинах відповідних органів проводили методом висхідної одновимірної тонкошарової хроматографії на силікагелевих пластинках «Sorbfil» з використанням системи розчинників: 1,4-діоксан, ізопропанол, аміак, вода у співвідношенні (4:2:1:4). Розраховували відсоткове співвідношення аденілових нуклеотидів у тканинах окуня, та значення аденілатного енергетичного заряду (ЕЗ): $(\text{АТФ} + 1/2\text{АДФ})/(\text{АТФ} + \text{АДФ} + \text{АМФ})$;

Статистичну обробку даних проводили з використанням програм Statistica 10.0 та програми Excel із пакету Microsoft Office.

В результаті дослідження було встановлено, що вміст аденілових нуклеотидів та їх співвідношення у різних тканинах риб значною мірою залежить від температурного режиму води, зокрема від його астатичності. Так, у м'язах окуня із підвищенням температури води від 26 °С до 34 °С виявлено зниження вмісту АТФ за максимальної температури у 1,51 рази відносно контролю, та зниження суми аденілатів на 18% щодо контролю. Подібні зміни спостерігались і по відношенні до інших компонентів аденілатної системи, а саме супроводжувалися тенденцією до зниження вмісту АДФ за температури 34 °С та підвищенням рівня АМФ у 1,45 рази щодо контролю у м'язах риб за згаданої температури. Відповідний перерозподіл може свідчити про пришвидшене використання енергії організмом окуня, та, у певній мірі, про порушення метаболізму аденілатів.

Щодо співвідношення аденілатів, то зафіксовано тенденцію до поступового зниження частки АТФ починаючи від температури 26 °С, та незначне підвищення частки АМФ та АДФ у м'язах окуня, що за температури 34 °С були у співвідношенні АТФ:АДФ:АМФ – 45%:29%:26%, проти АТФ:АДФ:АМФ – 58%:25%:18% у контролі.

Можна припустити, що відповідні зміни спричинені сповільненням катаболічних процесів у метаболізмі аденілатів а також пригніченням окислювального фосфорилування. Також тут може мати місце порушення утилізації основного макроерга (АТФ).

У зябрах окуня, починаючи від температури 26 °С спостерігається поступове достовірне ($p \geq 0,05$) підвищення вмісту АТФ, що за температури 28 °С перевищує контроль у 1,43 рази. В подальшому, в діапазоні температур 28–34 °С спостерігається тенденція до зниження вмісту аденозинтрифосфату. Також, на підвищення температури води окунь реагує зниженням вмісту АДФ та АМФ у зябрах у 1,61 та 1,28 рази відповідно відносно контролю, та нерівномірним зниженням суми аденілатів, що за експозиції 34 °С набуло значення в 1,30 рази меншого щодо контролю. Що стосується відсоткового співвідношення макроергів у тканині, то зафіксовано зростання частки АТФ та АМФ за температури 34 °С, та зниження частки АДФ.

Аналізуючи отриманий характер змін у вмісті та співвідношенні макроергічних речовин, можна стверджувати, що тут має місце розвиток адаптації організму до несприятливих чинників середовища існування, оскільки найнижча після контролю температура викликає первинні зміни у концентрації та співвідношенні аденілатів (вірогідне підвищення вмісту АТФ), та закономірний розвиток залежності згаданих показників із подальшим підвищенням температури.

Здатність клітини виконувати енергозалежні процеси (наприклад транспорт іонів, біосинтез білка) визначається величиною аденілатного енергетичного заряду (ЕЗ). Перерозподіл між АТФ, АДФ та АМФ визначає зміни згаданого показника.

Нами було встановлено, що в м'язах окуня, відповідно до вищезгаданого вмісту аденілатів, в діапазоні температур 26–34 °С відмічено вірогідне ($p \geq 0,05$) зниження значення ЕЗ, що за температури 34 °С є нижчим за контроль у 1,23 рази. Оскільки інтенсифікації утворення АТФ у м'язах окуня не спостерігалось, то отримані результати можуть свідчити про порушення її синтезу на противагу активації розпаду. У зябрах окуня значення ЕЗ із підвищенням температури зростає, та максимального значення набуває за температури 28 °С – 0,68. Подібні зміни значення ЕЗ можуть бути

спричинені порушенням рівноваги між АТФ, АДФ та АМФ в бік зростання частки АТФ при одночасному зниженні вмісту АДФ та АМФ. В подальшому такі зміни можуть призвести до виникнення енергодефіциту в організмі окуня.

Медовник Д. В., Причена М. В.

Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна
e-mail: fallen91@meta.ua

ОСОБЛИВОСТІ ФІЗІОЛОГІЧНОЇ АДАПТАЦІЇ АБОРИГЕННИХ ТА ІНВАЗИВНИХ ВИДІВ РИБ У МАЛИХ РІЧКАХ УРБАНІЗОВАНИХ ТЕРИТОРІЙ

У малих річках, що протікають урбанізованими територіями м. Київ, відмічено загалом понад 20 видів риб, однак більшість із них були представлені одиничними екземплярами. Крім того, значна частка видів риб зустрічалась у малих річках виключно протягом певного сезону, періодично мігруючи до водойми, куди впадає річка. Вірогідно, такі міграції пов'язані з уникненням рибою несприятливих чинників середовища, таких як відсутність зимувальних ям та залпові скиди стічних вод.

В той же час, окремі представники іхтіофауни адаптувались до постійного мешкання в умовах антропогенно порушених ділянок малих річок. Зокрема, аборигенний вид пічкур звичайний (*Gobio gobio* (L.), 1758) та інвазивний вид карась сріблястий (*Carassius gibelio* (Bloch), 1782) набули масовості в малих річках незалежно від ступеню антропогенного порушення, увійшовши до числа домінантів чи субдомінантів на більшості досліджених ділянок і зустрічаючись там протягом усього року.

Метою дослідження було встановлення фізіологічного стану риб в умовах антропогенно порушених водойм. Відбір іхтіологічного матеріалу був проведений протягом 2015–2016 рр. на ділянках річок Горенка, Либідь, Нивка та Сирець із різним ступенем антропогенного навантаження. Особини з умовно непорушеної ділянки р. Горенка були використані як умовний контроль.

Що стосується ступеню антропогенного порушення досліджених річок, значна протяжність їхніх русел каналізована, крім того, на р. Сирець наявні штучні пороги, а на р. Нивка – понад 20 руслових ставків із греблями (Стецюк, Романчук, Щур та ін., 2003). Дослідження токсичності води та донних відкладів показали, що гостра летальна токсичність води та донних відкладів р. Либідь періодично досягала значень відповідно «середня» та «висока», р. Нивка – «низька» та «середня», р. Сирець – «відсутня» та «помірна», в той час як дослідженій ділянці р. Горенка вона не була притаманна.

Представники іхтіофауни річок були досліджені за показниками, що характеризують різні етапи фізіологічної адаптації – мобілізацію захисних функцій організму та підтримання стабільності гомеостазу.

Встановлено, що риbam із антропогенно порушених ділянок малих річок були властиві деструктивні процеси в печінці, на що вказує підвищення активності гаммаглутамілтрансферази в ній порівняно до контролю.

У пічкура звичайного з порушених ділянок водотоків також спостерігалось зростання активності лужної фосфатази в тканинах печінки та зябер, що може свідчити про активізацію фосфорного обміну. Вірогідно, причиною таких змін метаболізму була необхідність подолання шкідливого впливу токсичного середовища. В той же час, у карася сріблястого з порушених ділянок не відзначалося зростання цього показника, а у особин із ділянки р. Сирець він мав найнижче значення.

Крім того, риbam при високому забрудненні водойми властива підвищена витрата глікогену в процесах енергетичного обміну та зростання активності лактатдегідрогенази. У пічкура звичайного з цих водойм також витрачається значна кількість ліпідів та зростає вміст малонового діальдегіду в тканинах – кінцевого

продукту перекисного окиснення ліпідів. Цих змін не спостерігалось у карася сріблястого. В особин останнього з урбанізованої ділянки р. Сирець, навпаки, відмічено найнижче значення малонового діальдегіду. Збільшення витрат енергоємних речовин може бути пов'язане з мобілізацією захисних функцій організму при адаптації до зміни умов середовища.

Що стосується сталості метаболізму досліджених видів риб, у особин пічкара звичайного з антропогенно порушених ділянок річок не було відмічено ознак суттєвого порушення гомеостазу. Про що свідчить рівний з контролем вміст енергоємних сполук у тканинах і органах. В той же час у карася сріблястого з ділянок річок Либідь, а особливо, Сирець відмічено зменшення вмісту глікогену в тканинах, а у випадку особин із р. Сирець – також зниження вмісту ліпідів у печінці. На ділянках річок Горенка та Нивка карась сріблястий мав змогу мігрувати до руслових ставків, у р. Либідь він існував в умовах каналізованого русла на відстані 4 км від гирла, а на ділянці р. Сирець взагалі не мав можливості мігрувати до водойм через фрагментацію русла гідротехнічними спорудами.

Отже, риби при значному антропогенному навантаженні мобілізують захисні функції організму та здатні адаптуватися до несприятливих умов середовища. В той же час, карась та пічкар відрізняються доволі сталим гомеостазом, що свідчить про їх здатність до адаптації на біохімічному рівні. При цьому значніший вплив на проходження метаболічних процесів у стенобіонтних, аборигенних, реофільних риб чинить токсичні чинники, а у еврібіонтних, інвазивних, лімnofільних риб – гідрологічні умови водойм.

Що стосується адаптації досліджених представників іхтіофауни на популяційному рівні, то відмічена їх стабільна приналежність до домінантів чи субдомінантів на ізольованих гідроспорудами ділянках річок протягом 2010–2016 рр. (Романенко, Медовник, 2017). При цьому значну частку стада риб складали цьогорітки або річники, що вказує на можливість відтворення цих видів риб на зазначених відрізках русла.

Таким чином, фізіологічна пластичність дозволила деяким аборигенним видам риб, зокрема пічкару звичайному, та інвазійному виду (карась сріблястий) пристосуватися до умов антропогенно порушених ділянок річок м Києва.

Враховуючи здатність пічкара звичайного та карася сріблястого адаптуватись до умов антропогенного порушення малих річок порівняно з іншими видами риб, можливо припустити, що ці представники іхтіофауни в майбутньому складуть основу іхтіоценозів цих водойм.

Незбрицька І. М.

*Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна
e-mail: inna_imn@ukr.net*

КОРОТКОЧАСНИЙ ВПЛИВ ВИСОКОЧАСТОТНОГО ЕЛЕКТРОМАГНІТНОГО ВИПРОМІНЮВАННЯ НА ФУНКЦІОНУВАННЯ ЦІАНОПРОКАРІОТИ *PHORMIDIUM AUTUMNALE* F. *UNCINATA*

В сучасному інформаційному суспільстві виник такий чинник забруднення навколишнього середовища, як електромагнітний. До його появи призвів розвиток технологій передачі інформації та енергії, дистанційного контролю і спостереження, деяких видів транспорту тощо (Волошко, Федотов, 2013, Клап та ін., 2016). Неконтрольоване збільшення електромагнітного фону навколишнього середовища стало серйозною екологічною проблемою, що показано у низці робіт (Ursache et al., 2007, Gabr, 2010, Денисова, 2011). В окремих частотних діапазонах рівень електромагнітного випромінювання техногенного походження в 100 і більше разів може перевищувати рівень природного випромінювання (Денисова, 2011). Рослини та

мікроорганізми в процесі еволюції пристосувалися до певного природного рівня електромагнітного поля, однак значні відхилення від нього в більшу чи меншу сторону виходять за межі оптимуму життєдіяльності живих організмів і є стресовим чинником (Ursache et al., 2007). Враховуючи вищезазначене, особливий інтерес становить з'ясування особливостей впливу високочастотного електромагнітного випромінювання на життєдіяльність водоростей – первинної автотрофної ланки водних екосистем. Тому метою нашого дослідження було встановити специфіку впливу високочастотного електромагнітного випромінювання на функціонування поширеної у водоймах України ціанопрокаріоти *Phormidium autumnale* f. *uncinata*.

Культуру *Phormidium autumnale* f. *uncinata* (C. Agardh) N.V. Kondrat. HPDP-36 вирощували на середовищі Фітцджеральда №11 в модифікації Цендера і Горема (Методи...,1975) за освітлення 2,5–3,0 клк (з чергуванням світлового та темного періодів 16:8). Досліджувану культуру піддавали впливу високочастотного електромагнітного випромінювання з параметрами: смуга робочих частот – 57–68 ГГц, спектральна щільність потужності шуму – 10^{-19} Вт/Гц. Тривалість впливу досліджуваного фізичного чинника складала 5, 10, 15, та 20 хв. Для з'ясування особливостей функціонування представника ціанопрокаріот за вказаних умов досліджували зміни вмісту фікобіліпротеїнів у її клітинах (Методи...,1975).

Встановлено, що після короткочасного впливу високочастотного електромагнітного випромінювання відбувалися помітні зміни вмісту фікобіліпротеїнів у клітинах *Phormidium autumnale* f. *uncinata*. За тривалості експозиції 5, 10 та 15 хв в умовах досліджуваного фізичного чинника біосинтез пігментів фікобілінового ряду посилювався, про що свідчить збільшення їх вмісту. Згідно з одержаними результатами, максимальний стимулюючий ефект на накопичення фікобіліпротеїнів у біомасі культури спостерігався за дії випромінювання тривалістю 10 хв. При цьому вміст с-фікоеритрину зріс на 135%, а с-фікоціаніну та алофікоціаніну на 166 та 144% відповідно, порівняно з контролем. Варто зазначити, що зі збільшенням тривалості експозиції до 20 хв спостерігалася протилежна тенденція і вміст усіх досліджуваних пігментів після опромінення знижувався: с-фікоеритрину – на 50%, с-фікоціаніну – на 34% та алофікоціаніну – на 69% відносно контролю, що, в свою чергу, свідчить про зниження функціональної активності ціанопрокаріоти за цих умов.

На основі проведених досліджень встановлено, що високочастотне електромагнітне випромінювання істотно впливає на функціонування мікроводоростей.. Після експозиції *Phormidium autumnale* f. *uncinata* протягом 5–15 хв в умовах цього фізичного чинника спостерігали вірогідне збільшення вмісту допоміжних фотосинтетичних пігментів – фікобіліпротеїнів, тоді як при 20 хв експозиції, навпаки, відмічалася пригнічення їх біосинтезу, про що свідчить зниження вмісту пігментів. Таким чином характер реакції-відповіді ціанопрокаріоти на дію високочастотного електромагнітного випромінювання залежить від тривалості її експозиції в умовах впливу цього стресового чинника.

Паиук В. В.¹, Мусій Т. О.²

¹Національний авіаційний університет, Київ, Україна

²Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна
e-mail: vikki.pashuk@gmail.com

ПЕРСПЕКТИВИ ВИКОРИСТАННЯ ЗЕЛЕНИХ МІКРОВОДОРОСТЕЙ В ФАРМАЦЕВТИЧНІЙ ПРОМИСЛОВOSTІ

Світова фармацевтична промисловість є одним з найбільш розвинених секторів хімічної промисловості. На сьогодні тенденції виготовлення фармацевтичної продукції шляхом хімічного синтезу знижуються, водночас сучасні біотехнологічні методи пропонують альтернативні джерела сировини та методи виготовлення ліків.

Мікроводорості, поглинаючи сонячну енергію та CO₂, здатні синтезувати і накопичувати в своїх клітинах білки, ліпіди, вуглеводи, вітаміни тощо. Більшість з цих організмів невибагливі до умов існування і пристосовані до розвитку у різноманітних середовищах, а швидкість збільшення біомаси за певний період часу робить їх перспективною сировиною для використання у енергетичній, харчовій та фармацевтичній галузях.

Зелені мікроводорості в фармацевтичній промисловості використовуються як джерело жирів, вуглеводів, білків, вітамінів, барвників, ароматичних та фізіологічно активних речовин (Levinson, 1972). З водоростей виготовляють лікарські засоби для лікування ран, серцево-судинних, шлунково-кишкових, онкологічних захворювань тощо (Paul, Cooksey, 1979). Важливе значення мають водорості для одержання іммобілізованих ферментів (Gudin et al., 1981).

Відомо, що окремі види зелених мікроводоростей містять досить значну кількість біологічно цінних сполук (таблиця).

Таблиця. Біохімічний склад деяких водоростей, % в перерахунку на суху речовину (Becker, 1993).

Культура	Білки	Вуглеводи	Ліпіди
<i>Scenedesmus obliquus</i>	50–56	10–17	12–14
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	47	–	1,9
<i>Scenedesmus dimorphus</i>	8–18	21–52	16–40
<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	48	17	21
<i>Chlorella vulgaris</i>	51–58	12–17	14–22
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	57	26	2
<i>Spirogyra</i> sp.	6–20	33–64	11–21
<i>Dunaliella salina</i>	57	32	6
<i>Tetraselmis maculata</i>	52	15	3

Перспективним сировиною для одержання фармацевтичних препаратів є вуглеводи мікроводоростей. Останні дослідження показують, що представники родини Scenedesmaceae здатні накопичувати до 30–34% вуглеводів, родини Selenastraceae – до 35–38% (Blunden et al., 1975). Серед вуглеводів найбільш важливе значення для фармацевтичної промисловості мають полісахариди, оліго- та моносахариди. Найпоширеніші цукри, які синтезують зелені водорості – глюкоза, фруктоза, сахароза, крохмаль. Деякі види, наприклад представники Prasinophyceae, синтезують манітол та глюкозманітол, а водорості з родини Dasycladaceae здатні накопичувати інουλін та інші поліфруктозиди.

Ліпідний склад включає арахідонову (АА), ейкозапентаноеву (ЕРА), гамма-ліноленову, лінолеву кислоти та жиророзчинні вітаміни.

Зелені водорості – перспективні об'єкти для виділення гемаглютининів та глюкопротеїдів. Водорості синтезують метаболіти, які мають антимікробні, антизапальні, антигельмінтні та антикоагулюючі властивості (Кирпенко и др., 2015).

Таким чином, потенційні можливості використання зелених мікроводоростей в фармацевтичній промисловості набагато ширші, ніж масштаби їх сучасного використання. Перспективи використання мікроводоростей як сировини для фармацевтичних підприємств ще недостатньо вивчені і потребують подальшої уваги.

ФОРМУВАННЯ ДОЗИ ОПРОМІНЕННЯ ПОВІТРЯНО-ВОДЯНИХ РОСЛИН В ОЛІГОТРОФНИХ ТА ЕВТРОФНИХ ВОДОЙМАХ

При дослідженнях наслідків радіонуклідного забруднення водних екосистем важливе значення має коректний розрахунок поглинутої гідробіонтами дози, оскільки іонізуюче випромінювання провокує радіобіологічні ефекти, які функціонально залежать від поглинутої в організмі дози. Зовнішнє опромінення живих організмів формується радіонуклідами, зосередженими в об'єктах середовища існування. Тому донні відклади водойм, де зосереджується основна кількість багатьох радіонуклідів, зокрема ^{137}Cs , слугують важливим джерелом опромінення гідробіонтів.

Проведені раніше дослідження показали, що закономірності розподілу ^{137}Cs по компонентах водойм різного трофічного статусу дещо відрізняються, що може вплинути на формування дози опромінення надземних і підземних органів вищих водяних рослин. Тому мета роботи – визначити особливості опромінення повітряно-водяних рослин оліготрофної та евтрофної водойми.

Для розрахунків дози опромінення використовували результати досліджень, виконаних у 2012–2014 рр. на мілководдях Київського водосховища (евтрофна водойма) та озера Біле (оліготрофна водойма), яке розташоване на півночі Рівненської області, а саме: величини питомої активності ^{137}Cs у надземних та підземних органах очерету звичайного – *Phragmites australis* (Cav.) Trin. та рогозу вузьколистого – *Typha angustifolia* L. та масу їхніх надземних і підземних органів.

З урахуванням лінійних розмірів органів рослин, дозу внутрішнього опромінення визначали за формулою:

$$D = \sum \sum C_{ij} K(\beta)_i g_j W_{jt}, i=1,n; j=1,k$$

де: C_{ij} – концентрація i -го радіонукліда у j -тому органі, Бк/кг; $K(\beta)_i$ – дозовий коефіцієнт i -го радіонукліда (γ - та β -випромінювання), (Гр/доба)/(Бк/кг); g_j – коефіцієнт, що враховує, яка доля енергії β -часток реалізується у j -тому органі; W_j – відносна вага j -го органа; t – час опромінення, доба; n – кількість радіонуклідів; k – кількість органів рослини з різними лінійними розмірами.

Дозу зовнішнього опромінення від донних відкладів розраховували за формулою:

$$D_k = z_k \sum C_{(i)} K_{d(l,k)} t, i = 1, n$$

де: $C_{(i)}$ – концентрація i -го – радіонукліда у донних відкладах, Бк/кг природної вологості; $K_{d(l,k)}$ – дозовий коефіцієнт i – радіонукліда k -тканини, (Гр/доба)/(Бк/кг); t – час, діб. $z_k = 1$ для підземних органів (тканин), $z_k = 0,5$ для надземних органів.

Для надземних органів також враховували поглинання іонізуючого випромінювання водними масами. При розрахунках зовнішньої дози на рослину враховували відносну вагу j -го органа.

Проведені раніше дослідження показали, що питома активність ^{137}Cs у донних відкладах і рослинах мілководних ділянок оліготрофного озера значно перевищувала відповідні показники, зареєстровані у Київському водосховищі. Закономірно, що й дози внутрішнього і зовнішнього опромінення надземних і підземних органів та усієї рослини загалом був вищим в оліготрофній водоймі (табл.). Однак в обох водоймах загальна сумарна потужність дози в основному сформована зовнішнім опромінюванням – у рогозі вузьколистому та очереті звичайному з Київського водосховища 88 та 76%, з оз. Біле – 92 та 81%, відповідно. Тобто у рослин з

другої водойми внесок зовнішньої складової у сумарну дозу був дещо вищим, що пояснюється меншою, у порівнянні з Київським водосховищем, біомасою надземних органів

Таблиця. Потужність поглинутої дози у рослин досліджених водойм

Органи	Рогіз вузьколистий			Очерет звичайний		
	Потужність дози, нГр/доба			Потужність дози, нГр/доба		
	внутрішнє	зовнішнє	сумарне	внутрішнє	зовнішнє	сумарна
Київське водосховище						
Надземні	8,62	27,8	36,4	32,2	27,8	60,0
Кореневища	17,2	211	228	44,8	211	256
Корені	47,8	304	352	106	304	410
Загальна*	13,8	96,3	110	49,9	159	209
оз. Біле						
Надземні	75,9	134	210	159	134	293
Кореневища	93,1	1020	1110	124	1020	1144
Корені	78,4	1460	1540	1170	1460	2630
Загальна	85,5	941	1030	192	826	1018

* – Потужність дози, яку отримує уся рослина за рахунок внутрішнього та зовнішнього опромінювання, з урахуванням біомаси надземних органів, кореневищ та коренів.

досліджених видів оліготрофного озера. Останнім пояснюється й менший, у порівнянні з Київським водосховищем, внесок надземних органів рослин оз. Біле у загальну сумарну дозу опромінення організму, який становить у рогоза вузьколистого та очерета звичайного з Київського водосховища 22 та 10%, з оліготрофного озера – 5 та 7%, відповідно.

Таким чином, при розрахунках дозових навантажень на повітряно-водяні рослини з розвинутою кореневою системою обов'язково необхідно визначати питому активність радіонуклідів у шарі донних відкладів, де розташована коренева система, та у підземних органах рослин. Крім того, при розрахунках важливе значення має співвідношення їхньої надземної та підземної біомас. Якщо при визначенні дозових навантажень у повітряно-водяних рослин не враховувати особливості формування опромінення підземних органів, то розрахункові величини можуть бути занижені у десятки разів.

Симонова Н. А., Мехед О. Б.

Чернігівський національний педагогічний університет імені Т.Г. Шевченка, Чернігів, Україна

e-mail: mekhedolga@gmail.com

ВПЛИВ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ ТА ПОВЕРХНЕВО-АКТИВНИХ РЕЧОВИН НА ВМІСТ ПРОДУКТІВ ПОЛ В ТКАНИНАХ КОРОПА ЛУСКАТОГО

Поверхнево-активні речовини широко застосовуються у господарській діяльності та побуті, як мийні засоби, антикорозійні речовини, емульгатори і суспензатори пестицидів, у виробництві мінеральних добрив і кормових добавок, компонентів лікарських препаратів і косметики. Забруднення водойм важкими металами є одним із лімітуючих факторів функціонування водних екосистем та їх біопродуктивності. В природних умовах часто на організм впливає декілька факторів

одночасно. Мета роботи: вивчення окремого та комбінованого впливу токсичних концентрацій йонів важких металів (Pb^{2+} , Cd^{2+}) та поверхнево-активних речовин (лаурилсульфат Na та Твін-80) на вміст продуктів перекисного окиснення ліпідів (ПОЛ) в тканинах та органах дворічок коропа лускатого.

Дослідження проводили на базі лабораторії біохімії Чернігівського національного педагогічного університету імені Т.Г. Шевченка. Об'єктом дослідження слугував короп (*Cyprinus carpio* L.). Риб відбирали із зимувального ставка ВАТ «Чернігіврибгосп». Дослідних риб адаптували до умов акваріуму не менше 3 діб. Протягом усього періоду досліджень контролювався гідрохімічний режим води. Вміст розчиненого кисню коливався у межах 9,6–12,5 мг/дм³; рН – 7,4–8,4; вміст амонійного азоту – 0,014 мг/дм³. За даними іхтіопатологічних спостережень риб нашкірних збудників паразитичних хвороб не виявлено. Стрічкових паразитів також не зафіксовано. Експериментальні умови по вивченню впливу ксенобіотиків проводили в 200–літрових басейнах з відстояною водопровідною водою, в які рибу розміщували з розрахунку 1 екземпляр на 40 дм³ води. Температуру витримували близькою до природної. Дослідження проводили протягом листопада 2015 – березень 2017 року. Маса риб коливалась в межах 160–210 г. Концентрацію досліджуваних ксенобіотиків, що відповідає 2 ГДК, створювали шляхом внесення розрахункових кількостей Твін-80 та лаурилсульфатвмісного синтетичного миючого засобу. Дослідження проводили з додержанням вимог Міжнародних принципів Гельсінської декларації про гуманне ставлення до тварин (2002). У тканинах визначався вміст дієновихкон'югатів (Влізла В.В., Федорук Р.С., Макар І.А., 2004), гідроперекисів (Мирончик В.В., 1984) та малонового діальдегіду (Коробейникова Э. Н, 1989). Статистична обробка результатів здійснювалась з використанням програми “Excel” з пакету “Microsoft Office–2003”.

Токсичну дію різних чинників в організмі риб певною мірою характеризує вміст продуктів перекисного окиснення ліпідів у білих м'язах, печінці, мозку та у зябрах. Наведені дані одержані в ході експерименту свідчать, що активність системи антиоксидантного захисту у тканинах коропа лускатого значно змінюється за дії токсикантів. Дія важких металів спричинює підвищення вмісту всіх продуктів ПОЛ у білих м'язах за виключенням малонового діальдегіду у тварин, що перебували в токсичних умовах солей плюмбуму. Максимальні зміни відмічено для гідроперекисівліпідів під впливом плюмбуму і становлять 17%. Максимальні зміни для дієновихкон'югатів за дії плюмбуму. При діїсолей свинцю та кадмію, спостерігали схожість абсолютного середнього тавідсоткового показника для гідроперекисів. Збільшення показників вмісту продуктів ПОЛ риб, що утримувались в різних умовах, у мозку незначні, що може свідчити про сталість процесів ПОЛ у мозку коропа. Дослідивши вміст продуктів перекисного окиснення ліпідів у зябрах коропа, можна зробити висновок, що при дії Cd^{2+} вміст дієновихкон'югатів, збільшується майже на 20% у порівнянні з контрольною групою, найменший показник впливу солей плюмбуму, причому кількість дієновихкон'югатів, у відсотковому співвідношенні становить 2%. Найбільш суттєві зміни ПОЛ у білих м'язах, можна простежити при дії Твін-80 для гідроперекисів. Динаміка змін становить збільшення на 92%, у порівнянні з контрольною групою, це є найбільший відсотковий показний зміни в даній групі. Вміст гідроперекисів за дії лаурилсульфатнатрію, у печінці коропа лускатого зміни сягають понад 60% у порівнянні з контрольною групою. Найменший показник зміни, за дії поверхнево активних речовин, в цій групі становить, вплив лаурилсульфатнатрію на дієновікон'югати, де відсотковий показник сягає зміну у 3%. Майже в половину зріс відсоток зміни при дії Твіну-80 на гідроперекиси. Показник вмісту продуктів ПОЛ у зябрах сягає зміни до 37%.

За одночасної дії поверхнево-активної речовини та йонів важких металів відмічено зміни зовнішнього вигляду риб, зокрема пошкодження плавців та шкіри і луски, підвищене виділення слизу у коропів, що знаходились в акваріумі з натрій

лаурилсульфатом. Комбінований вплив Pb^{2+} +ЛСН на вміст гідроперекисів, у печінці риби, якій вводили одночасно два токсиканти, зміни сягали 75%. Незмінною залишалася тенденція до збільшення у групі комбінованого впливу Pb^{2+} +ЛСН на гідроперекиси. Показник вмісту продуктів ПОЛ у мозку коропа лускатого у порівнянні з контролем також збільшується на 39%. Вміст продуктів ПОЛ у зябрах, найбільшим показником зміни є Pb^{2+} +ЛСН на гідроперекиси. Зміна становить понад 53% у порівнянні з контрольною групою. У випадку перевищення (ГДК) у середовищі з кадмієм та ЛСН, за дії на гідроперекиси, стимулюється процес ПОЛ, який впливає на стан антиоксидантної системи в еритроцитах коропа, але абсолютний показник у даному випадку сягає тільки 8%. Аналізуючи комбінований вплив поверхнево активних речовин та важких металів, найбільш чітка тенденція відсоткового приросту вмісту продуктів ПОЛ у різних піддослідних групах, спостерігається за дії Pb^{2+} +ЛСН на гідроперекиси. Відсоткові показники складають такі дані: у білих м'язах – 156%, печінка – 75%, мозок – 39% та зябра – 53%. При вивченні впливу важких металів на стан процесів ПОЛ в організмі риб виявлено інтенсифікацію процесів перекисного окиснення ліпідів. Підвищення ефективності системи антиоксидантного захисту в організмі риб у відповідь на інтенсифікацію ПОЛ є нормальним механізмом знешкодження продуктів перекисного окиснення ліпідів та важливим елементом адаптації до екологічних змін у навколишньому водному середовищі. Ініціація вільнорадикального окиснення та утворення його продуктів є індивідуальною як для кожної з досліджуваних груп риб, так і для кожної з тканин. У печінці вміст всіх трьох досліджуваних продуктів ПОЛ вірогідно вищий, у порівнянні з тканиною скелетних м'язів. На нашу думку це обумовлено особливостями її метаболічної активності.

Максимальні зміни показників продуктів перекисного окиснення ліпідів зареєстровано за сумісної дії Pb^{2+} та ЛСН, для білих м'язів, печінки та мозку (за виключенням вмісту малонового діальдегіду – показник виявився більш чутливим до одночасної дії йонів Pb^{2+} та Твін-80). Вміст продуктів ПОЛ у мозку коропа зазнає максимальних змін за впливу йонів кадмію та ЛСН. Процеси перекисного окиснення ліпідів є однією з перших та найбільш мобільних складових адаптаційної перебудови організму при дії екстремальних чинників. Зокрема під впливом ксенобіотиків в організмі відбувається активація окисно-відновних процесів, що призводять до утворення ліпо- та гідроперекисів, розпад яких сприяє утворенню ендogenous кисню, необхідного для забезпечення життєдіяльності організму. Наявність багатоступеневої системи захисту клітини, яка склалася в ході філогенетичного розвитку, зумовлює складність причинно-наслідкових відносин між біохімічними процесами і їх направленість, в першу чергу, на збереження оптимального метаболічного балансу клітини та організму в цілому, що виражається у зміні біохімічних показників.

Скоблей М. П.

*Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна,
e-mail: mskobley@ukr.net*

РОЗПОДІЛ МЕТАЛІВ СЕРЕД ФРАКЦІЙ З РІЗНИМ ЗНАКОМ ЗАРЯДУ У ВОДІ РІЧОК БАСЕЙНУ Р. ТИСИ

Розчинна форма металів у поверхневих природних водах, як відомо, характеризується значно більшою біологічною активністю та біодоступністю для гідробіонтів, ніж зависла, а тому може істотним чином впливати на їхній розвиток та життєдіяльність. У розчиненому стані метали у поверхневих водах можуть знаходитися у вигляді "вільних" (гідратованих) йонів, гідроксокомплексів та комплексних сполук з неорганічними й органічними лігандами. Тому їхня токсичність залежить від

домінування тієї чи іншої фракції. Істотне її зниження відбувається при зв'язуванні йонів металів у комплекси з природними органічними лігандами, такими як гумусові речовини (ГР), сполуки білкової природи, вуглеводи тощо (Линник, Набиванець, 1986; Осадчий, Набиванець, Линник та ін., 2013; Мур, Рамамурти, 1987). Важливу роль при цьому відіграє стійкість органічних комплексних сполук та їхня молекулярна маса, а також знак заряду. Чим міцніші комплекси, тим меншою хімічною й біологічною активністю характеризуються метали, що знаходяться у їхньому складі. Високомолекулярні комплексні сполуки не здатні проникати крізь біологічну мембрану. Заряд сполук металів також впливає на зазначене проникнення.

Проби води відбирали в річках Тиса, Латориця, Уж, Убля й Уличка. Завислі речовини вилучали з води за допомогою мембранного фільтрування свіжовідібраних проб. Для розділення розчинених форм металів на фракції з різним знаком заряду використовували метод йонообмінної хроматографії. Для цього фільтрат природної води об'ємом 0,5–1,0 дм³ послідовно пропускали через колонки, заповнені целюлозними йонітами ДЕАЕ (діетиламіноетилцелюлоза) і КМ (карбоксиметилцелюлоза) виробництва фірми SERVA. Після розділення на колонках отримували три фракції: аніонну, катіонну й нейтральну. Перші дві фракції концентрувались на колонках не менше, ніж у 20 разів, а нейтральну фракцію концентрували випарюванням. У кожній з отриманих фракцій вимірювали концентрацію металів методом атомно-абсорбційної спектроскопії з електротермічною атомізацією. Використовували спектрофотометр ContrAA700.

Протягом періоду досліджень, що тривав з вересня 2016 р. по серпень 2017 р., концентрації розчинених металів змінювались в межах: Cd – 0,05–0,52 мкг/дм³, Cu – 0,2–3,2, Pb – 0,4–6,4, Zn – 1,2–28,6, Ni – 0,2–2,0, Cr – 0,16–2,10 мкг/дм³. Це свідчить про відсутність помітного антропогенного забруднення досліджуваних річок сполуками важких металів. Узагальнення результатів дослідження розподілу металів серед фракцій з різним знаком заряду показало, що практично всі вони знаходяться у складі як аніонної, так і катіонної та нейтральної фракцій (Рисунок). Можна бачити, що більша частина металів переноситься річковим потоком у вигляді аніонної фракції. Більшою мірою це стосується річок Тиса, Латориця й Уж і дещо меншою мірою річок Убля й Уличка. Безперечно, сам розподіл залежить як від властивостей металів, так і компонентного складу розчинених органічних речовин (РОР). Оскільки це гірські річки, то вони характеризуються порівняно невисокими показниками вмісту РОР. Так, результати визначення хімічного споживання кисню (ХСК_{Cr}) у воді р. Тиси на різних її ділянках (сmt Вилочок і м. Чоп) показали, що протягом 2009–2016 рр. цей показник змінювався в межах відповідно 5,9–11,4 і 7,7–21,2 мг О/дм³, а концентрація С_{орг} на підставі розрахункових даних становила 2,2–4,3 і 2,9–8,0 мг/дм³. Незважаючи на це, ми вважаємо, що органічні речовини зв'язують йони металів у комплекси. Комплексоутворення відбувається, передусім, за участю ГР, частка яких у річкових водах досягає 50% загальної маси РОР (Aquatic ecosystems, 2003). За результатами досліджень Осадчої Н.М. (2011), концентрація ГР у воді річок басейну Тиси становить у середньому 6,2 мг/дм³. Оскільки заряд ГР негативний, то й комплекси металів з ними знаходяться у вигляді від'ємно заряджених сполук, що утворюють аніонну фракцію. Найбільшою часткою аніонних комплексів характеризуються Cu (II), Pb (II) та Cr (III). Катіонну фракцію металів складають, найвірогідніше, “вільні” (гідратовані) йони, гідроксокомплекси та комплекси з неорганічними лігандами, зокрема гідрокарбонатні. Знаходження металів у складі нейтральної фракції зумовлено їхнім зв'язуванням в комплекси за участю вуглеводів. Важливо зазначити, що основне джерело вуглеводів у природних поверхневих водах – це фітопланктон і вища водяна рослинність. Концентрації вуглеводів у річкових водах, зазвичай, невисокі, оскільки інтенсивність розвитку фітопланктону в них нижча, ніж у водоймах з уповільненим водообміном.

Тому й вміст вуглеводів у річкових водах порівняно невисокий, а в річках гірського типу він, напевно, ще нижчий. Незважаючи на це, певна частина металів зв'язується з вуглеводами в нейтральні комплекси. Частка металів у складі зазначених комплексів змінюється залежно від зміни концентрації самих вуглеводів. Однак чітких закономірностей цієї зміни не виявлено, що свідчить про необхідність збільшення частоти відбору проб та їхнього дослідження.

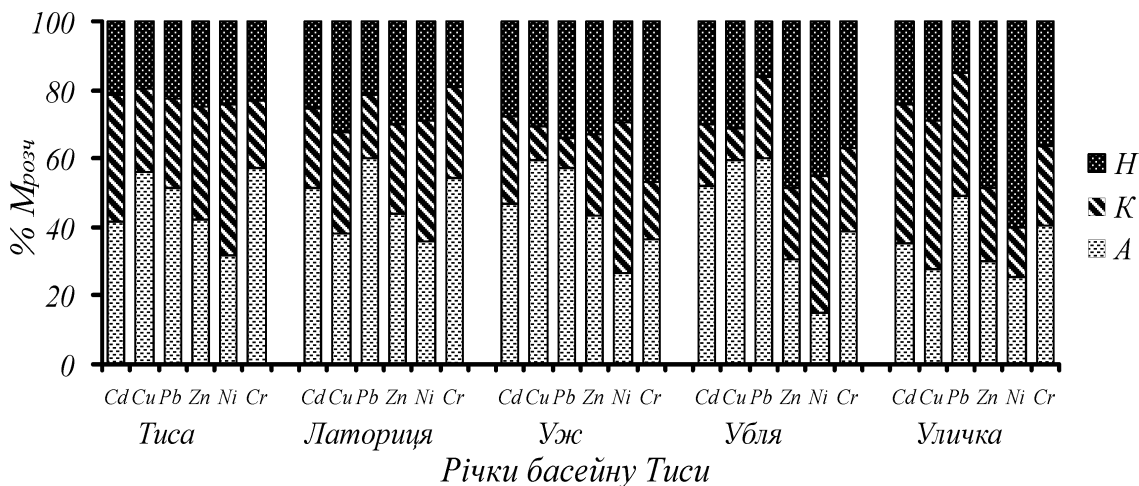


Рисунок. Масова частка металів у складі фракцій з різним знаком заряду у воді річок басейну Тиси. А, К, Н – відповідно аніонна, катіонна і нейтральна фракції розчинених металів.

Результати проведених досліджень свідчать про те, що в річках гірського типу розчинені метали знаходяться у складі як аніонної, так і катіонної та нейтральної фракцій. У воді річок басейну Тиси аніонною фракцією переноситься у середньому 46,6% $Cd_{розч}$, 51,5% $Cu_{розч}$, 55,6% $Pb_{розч}$, 39,2% $Zn_{розч}$, 27,6% $Ni_{розч}$ і 47,7% $Cr_{розч}$. Катіонна фракція становить в середньому 25,5% $Cd_{розч}$, 20,7% $Cu_{розч}$, 22,2% $Pb_{розч}$, 22,3% $Zn_{розч}$, 35,4% $Ni_{розч}$, 21,0% $Cr_{розч}$, а нейтральна – 27,9% $Cd_{розч}$, 27,8% $Cu_{розч}$, 22,2% $Pb_{розч}$, 38,6% $Zn_{розч}$, 37,0% $Ni_{розч}$, 31,3% $Cr_{розч}$.

Степанова Т. І., Морозовська І. О.

Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна
e-mail: tanitaqueen92@gmail.com

ЕТАПИ ФОРМУВАННЯ УГРУПОВАНЬ ЗООПЕРИФІТОНУ ТА ЙОГО ДИНАМІКА У ПЕРІОД ВИВОДУ З ЕКСПЛУАТАЦІЇ ВОДОЙМИ-ОХОЛОДЖУВАЧА ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ АЕС

Водойма-охолоджувач (ВО) Чорнобильської АЕС, враховуючи її трансформацію після виведення станції з експлуатації і спуском водойми, є унікальним гідробіологічним об'єктом. Метою роботи було вивчення динаміки угруповань зооперифітону у ВО з початком спуску води.

Дослідження проводили у колишній теплій та холодній зонах ВО ЧАЕС (СТ – «стара тепла» та «холодна» – СХ, НТ – «нова тепла» та «холодна» – НХ) (Protasov, Silayeva, 2006) протягом трьох сезонів (весна, літо, осінь) у 2016 р. і двох сезонів (весна, літо) у 2017 р. Зооперифітон відбирали у випадкових точках на кам'яному субстраті, з деревини, з залишків металевих конструкцій на глибині від 0,1 до 2,5 м, а також на очереті (до 0,1 м). При відборі проб використовували загальноприйняті методи (Методи..., 2006). При описанні таксономічного складу безхребетних

використовували термін «НІТ» – нижчий ідентифікований таксон (Баканов, 1997). Назву угрупованням давали за видами, частка яких у загальній деструкції складала 50% і більше.

Від початку експлуатації водойми-охолоджувача ЧАЕС до сьогодні можна виділити 5 основних етапи. Перший етап – доаварійний (1978–1986 рр.). У цей період зооперифітон був багатим: знайдено більше 120 НІТ з 12 груп гідробіонтів. Таке багатство таксономічного складу, а також визначення кількісних показників, обумовило виділення 20 угруповань (Протасов, Силаєва, 2012). Другий післяаварійний етап (1986–1990 рр.) супроводжувався змінним режимом роботи станції, однак суттєвих змін у структурі і показниках рясності дрейсенових угруповань не відбулося. Третій етап (1990–2000 рр.) відзначився інвазією *Dreissena bugensis* (Andr.), яка до 2000 р. розповсюдилась по всій території водойми і стала домінантом за біомасою у всіх зонах ВО (Модельні групи..., 2002). Четвертий етап (2000–2013 рр.) розпочався виведенням з експлуатації енергоблоків. Термічний і гідродинамічний режими змінилися у напрямку природних водойм даного регіону. У 2002 р. було зареєстровано 84 НІТ з подальшим збіднінням до 44 НІТ у кінці цього періоду. До 2013 р. було виділено два угруповання з домінуванням *D. bugensis*.

П'ятий період почався з моменту спуску ВО у 2014 р. Зі зниженням рівня води, як зазначалось вище, кількість неживих субстратів і ВВР для розвитку безхребетних зооперифітону значно зменшилась. Влітку 2002 р. було виділене угруповання епіфітона ВО *Cricotopus silvestris*+*Endochironomus albipenis*, налічувало 17 НІТ з 8 таксономічних груп з чисельністю 3246 екз/м², а біомаса була всього 0,21 г/м². Однак на 5 етапі структура епіфітона ВО змінилась. У 2016 р. виділили угруповання *Lymnaea* sp.+*Oligochaeta* sp., що було біднішим (6 НІТ з 2 груп) ніж епіфітон у 2002 р., хоча показники рясності були на 1–2 порядки вищими (чисельність – 18333 екз/м² з домінуванням *Tubificidae* sp. (50,0%) і біомаса 96,54 г/м² з абсолютним домінуванням *Lymnaea* sp. (98,4%)). А у 2017 р. угруповання епіфітона ВО *Pentapedilum sordens*+*Glyptotendipes glaucus* відзначилось більшим таксономічним багатством (20 НІТ з 6 груп), але за кількісними показниками – близьке до епіфітона у 2002 р.

До спуску зооперифітон був розповсюджений на усьому кам'яному укріпленні дамб з поясом поселенням і домінуванням дрейсени, що визначало істотну роль перифітонних угруповань. А зі спуском кількість і площа твердих субстратів значно зменшилась. Загалом, за 2016 р. було відзначено 42 НІТ з 15 таксономічних груп (в середньому на станцію – 9 НІТ). Показники рясності протягом трьох сезонів змінювались від 800 екз/м² (восени на дерев'яному субстраті зони СХ) до 618800 екз/м² (влітку на дерев'яному субстраті зони НТ). Аналіз результатів досліджених біотопів дозволив виділити наступні угруповання на неживих субстратах. I) *Dreissena bugensis* з модифікацією у зоні НТ *Dreissena polymorpha* + *Corophium robustum* (весна). Таксономічне багатство угруповання складало 20 НІТ з 8 груп з полідомінуванням за чисельністю (85182 екз/м²), а за біомасою (6769,27 г/м²) домінувала *D. bugensis* (82,6%). II) *Dreissena bugensis* + *Corophium robustum* (літо). Дане угруповання було досить багатим за таксономічним складом (31 НІТ з 11 груп). За чисельністю (163957 екз/м²) його склад був полідомінантним, а за біомасою (4842,86 г/м²) домінувала *D. bugensis* (83,4%). Хоча за деструкцією у НТ і НХ зонах монодомінування належало *C. robustum* (56,0% і 56,8% відповідно). III) *Corophium curvispinum* (осінь). Угруповання було з бідним таксономічним складом (6 НІТ з 4 груп) і невисокими показниками рясності (чисельність – 11650 екз/м², біомаса – 10,53 г/м²). IV) *Dreissena polymorpha* з модифікацією *Dreissena bugensis* (осінь). Таксономічне багатство нараховувало 20 НІТ з 9 груп. За чисельністю (36387 екз/м²) склад зооперифітону був полідомінантним. Біомаса угруповання сягала 3576,47 г/м² з домінуванням *D. polymorpha* (69,5%). Слід відмітити, що у зонах СТ і НХ з двома видами дрейсенід за біомасою домінувала

D. bugensis (до 70,8%), проте загальна структура у біотопах всієї нової зони и зони СТ була схожою.

За результатами досліджень угруповань зооперифітону протягом двох вегетаційних сезонів 2017 р. визначено 59 НІТ з 16 груп. Кількісні показники змінювались у межах від 1098 екз/м² до 386667 екз/м² за чисельністю і від 0,53 г/м² до 32297,02 г/м² за біомасою. За результати аналізу угруповань осіннього сезону 2016 р. і весняного 2017 р. (угруповання *Corophium robustum* з модифікацією *Nais communis* + *Glyptotendipes glaucus* у СТ) можна було б зробити висновок, що дрейсенові угруповання замінюють угруповання з домінуванням рухливих форм. Однак, влітку 2017 р., окрім угруповання на очереті, було виділено друге угруповання на неживих субстратах у ВО – *Dreissena bugensis* з досить багатим таксономічним складом (49 НІТ з 15 груп) і високими показниками рясності (чисельність – 144599 екз/м² з полідомінантним складом і біомаса – 10283,93 г/м² з домінуванням у 78,2% *D. bugensis*). Це говорить про локальність існування дрейсенових угруповань.

Таким чином, за період існування ВО ЧАЕС від початку її експлуатації угруповання зооперифітону пройшли п'ять етапів техногенної сукцесії. У першому етапі були високі показники рясності і деструкції. Під час наступних етапів до спуску змінювалось термічне навантаження і циркуляція, вселився другий вид дрейсени *D. bugensis*, який після зупинки усіх блоків до 2000 р. активно розселився у зонах водойми і займав домінуючі позиції високих показників рясності; зооперифітон став більш однорідний. З початком п'ятого етапу загинула значна частина поселень дрейсенід, але, не дивлячись на це, не відбулось різкого підвищення трофності водойми. Також зберігаються дрейсенові угруповання, хоча і фрагментарно. На сучасному етапі зони водойми чітко відмежовуються осушеними ділянками і поступово трансформуються у окремі заплавні водойми. Тож можна припустити, що структура угруповань у зонах ВО стане схожою зі структурою угруповань заплавних озер, наприклад, зооперифітону у досліджених нами оз. Глибоке і оз. Далеке, де дрейсена відсутня.

Топтиков В. А., Алексеева Т. Г., Ковтун О. А., Тоцкий В. Н.

Одесский национальный университет имени И.И. Мечникова, Одесса, Украина
e-mail: t.aliexieieva@onu.edu.ua, v.a.toptikov@gmail.com

ГЕНЕТИЧЕСКИЕ ОСНОВЫ АДАПТИВНЫХ ВОЗМОЖНОСТЕЙ ЧЕРНОМОРСКОЙ РАПАНЫ, *RAPANA VENOSA*

В настоящее время рапана (*Rapana venosa* Vallenciennes, 1846) как очень опасный инвазийный объект привлекает к себе внимание исследователей не только в странах Черноморского бассейна. Имеются сообщения о поселениях этого моллюска во многих акваториях Мирового океана: у берегов Италии, Великобритании, Голландии, США, стран южной Америки, Новой Зеландии (International..., 2004). Стремительное глобальное расселение рапаны свидетельствует о высоком уровне ее приспособляемости. Хорошо изучены различные морфофизиологические аспекты адаптивности рапаны как вида в целом (Чухчин, 1970; Чухчин, 1984; Гаевская, 2006; Шадрин, Афанасова, 2009; Заика и др., 2010; Zolotarev, 1996; Mann, Harding, 2003; Savini, Occhipinti-Ambrogi, 2006; Бондарев, 2010; Топтиков та ін., 2017). Показано, что *R. venosa* обладает эффективными биохимическими механизмами защиты и выживания, в частности, мощной антиоксидантной системой (Тоцкий и др., 2003; Ершова и др., 2016). В целом же основы значительной приспособляемости *R. venosa*, генетические в частности, изучены мало. Целью данной работы было определить

особенности популяционно-генетической структуры поселений рапаны в северной части Черного моря и их значение в формировании адаптивных возможностей вида.

Популяционно-генетическую структуру устанавливали на основании аллозимного анализа. Энзимы выделяли из нефридиев и лейблеиновых желез. Моллюсков собирали в летне-осенний период на глубине 5–10 метров безвыборочным способом в следующих акваториях: Одесский залив (г. Одесса), а также в районах мыса Тарханкут (западный Крым), Карадага (восточный Крым), о. Змеиный. Анализ генетической структуры выборок проводили общепринятыми методами.

В общей сложности исследовали 32 локуса десяти энзимов. Доля полиморфных локусов во всех выборках составляла 59,38%. Тестирование генотипов половозрелых особей проводили по 19 полиморфным локусам девяти энзимов. Для обследованных поселений моллюска характерен высокий уровень наблюдаемой гетерозиготности (H_o) и соответственно излишек гетерозиготных генотипов (D) (Табл. 1).

Таблица 1. Показатели генетической структуры исследуемых выборок рапаны

Районы сбора моллюсков, год	n	χ^2	H_o	H_e	D	F
Одесса, 2012	63	5,53	0,66	0,50	-0,16	-0,32
Одесса, 2013	40	3,66	0,51	0,48	-0,03	0,06
Одесса, 2015	52	12,86	0,58	0,52	-0,31	-0,12
Тарханкут, 2012	40	4,19	0,48	0,47	-0,01	0,03
Тарханкут, 2013	40	3,14	0,54	0,50	-0,04	0,07
Карадаг, 2012	25	6,76	0,63	0,49	-0,14	-0,30
о. Змеиный, 2013	39	3,44	0,47	0,48	0,01	-0,02
<i>Среднее</i>		5,65	0,55	0,49	-0,10	-0,09
$\pm SE$		1,30	0,03	0,01	0,04	0,06

Примечание: n – количество анализированных особей, χ^2 – усредненное по всем локусам значение отклонений частот генотипов от равновесного по Харди-Вайнбергу, H_o – наблюдаемая гетерозиготность, H_e – ожидаемая гетерозиготность, D – дефицит (излишек) гетерозиготности, F – коэффициент инбридинга

Величина показателя инбридинга F свидетельствует о крайне малой вероятности близкородственного скрещивания внутри поселений моллюска. Вышеотмеченные генетические особенности обследованных группировок моллюска, безусловно, имеют отношение к наблюдаемому высокому уровню адаптивности черноморской рапаны.

В изучаемых выборках выявлены также отклонения частоты генотипов от равновесного состояния. Причем такие отклонения перемежались с периодом относительного равновесия. Все это приводило к изменению частот аллелей ряда локусов за один год от 3 до 24%. Нестабильность частот генотипов и аллелей свидетельствует о существовании давления эволюционно значимых факторов на генетическую структуру популяций рапаны. Для ряда выборок рассчитаны показатели, определяющие влияние таких факторов (Табл. 2). Как видно, изучаемым совокупностям рапаны присущи высокие значения эффективной численности N_e , что, возможно связано с перекрыванием поколений в выборках. Большое значение N_e , низкий уровень генетической дифференциации (F_{ST} , G_{ST}) косвенно свидетельствуют о низком уровне генетического дрейфа. Этот вывод подтверждается расчетами показателей дрейфа (δ , $V_{\delta q}$). Оценку роли естественного отбора проводили с помощью подхода, предложенного Ю.П. Алтуховым (2003). Он основывается на сравнении выборочных вариантов. Равенство фактической и ожидаемой вариантов свидетельствует об отсутствии отбора. Отрицательное значение наблюдается при стабилизирующем отборе. Как видно из табл. 2, в исследуемых выборках практически не фиксируется

давление отбора, можно лишь предположить незначительное действие его стабилизирующего типа. Ведущим фактором, определяющим особенности генетической структуры черноморских поселений рапаны, является поток генов. Коэффициент N_m , показывающий интенсивность миграционных процессов, значительно больше 0,5, что согласно С. Райту (1931) указывает на существенное преобладание потока генов над дрейфом.

Таблица 2. Значения некоторых эволюционно значимых показателей

Выборки	Показатели					
	N_e/N	N_m	δ	$V_{\delta q}$	$\hat{f}_o - \hat{f}_e$	F_{ST} G_{ST}
Внутри поселения рапаны, Одесса, 2015 г.	0,840	23,087	0,026	0,002	-0,018	0,011 0,029
Поселения Одессы и Карадага, 2012 г.	0,765	20,006	0,080	0,002	0,000	0,009 0,020

Примечание: N_e/N – отношение эффективной численности группы к общей численности, δ , $V_{\delta q}$ – показатели дрейфа генов, $\hat{f}_o - \hat{f}_e$ – разница между фактической и ожидаемой вариансами выборок, F_{ST} – коэффициент инбридинга группы относительно всей популяции, G_{ST} – генное разнообразие по Нею обобщенной выборки

Таким образом, можно предположить, что популяционно-генетические механизмы, наряду с онтологическими, морфофизиологическими и биохимическими особенностями, формируют базу, необходимую для обеспечения высокого адаптивного потенциала, свойственного черноморской рапане. Возможно, определенное сочетание вышеуказанных свойств дало возможность именно этому варианту вида *R. venosa* распространиться по Мировому океану от Средиземного моря до обоих побережий Атлантики. Так, молекулярно-генетическим анализом установлено, все популяции рапаны во вторичных ареалах происходят от черноморской рапаны, а не из первичного ареала (Chandler et al., 2008).

Чеботар Г. О., Чеботар С. В., Куц О. О., Чуйко В. Ю., Красницька Д. А., Чекалов В. А., Гудимов В. О., Топтіков В. А.

Одеський національний університет імені І.І. Мечникова, Одеса, Україна
e-mail: gchebotar@gmail.com

АПРОБАЦІЯ МОЛЕКУЛЯРНИХ-МАРКЕРІВ ДЛЯ ВИЗНАЧЕННЯ ГЕНЕТИЧНОГО ПОЛІМОРФІЗМУ В ПОПУЛЯЦІЯХ *RAPANA VENOSA*

Вселення представників виду *Rapana venosa* змінило сучасний стан трофічних ланцюгів екосистеми Чорного моря. Рапана здатна до тривалого голодування та зміни трофічних пріоритетів в залежності від обставин (Шадрін, 2009), дуже стійка до паразитарних інвазій. Різноманітність умов проживання, в тому числі багата кормова база дозволяють припускати наявність різних екологічних угруповань даного виду в акваторії Чорного моря. Результати досліджень, заснованих на даних морфологічних особливостей раковин і ракул молюсків сімейства Muricidae не дозволяють точно визначити, відносяться досліджувані особини до різних видів, чи це результат внутрішньовидової мінливості (Kool, 1993). За даними Fujioka (1985), морфологічні показники сильно відрізняються залежно від сезону і етапу онтогенезу особини.

В останній час для вивчення генетичної структури популяції *Rapana venosa* залучаються сучасні молекулярно-генетичні методи досліджень. За даними Кантор Ю.І.

(2003) розмір геному моллюсків роду *Rapana* дорівнює 2,7 пг, 21% геному - це унікальні послідовності розміром не більше 1400 п.н., ще 25% – інвертовані повтори, а фракція середньоповторюваної ДНК складає близько 45%. Інвертовані повтори, послідовності із середньою повторюваністю та унікальні дисперговані по всьому геному (Кантор, 2003).

RAPD праймери та маркерні системи на основі ретротранспозонів, активно використовуються в дослідженнях генетичного поліморфізму багатьох видів завдяки швидкості проведення ПЛР-аналізу, відносно невеликій вартості, їх застосування не потребує конкретних знань про нуклеотидні послідовності організму-мішені. Проте інтерпретація отриманих результатів не завжди легка, наприклад через те, що RAPD маркери поведуть себе як домінантні, що не дає можливості розрізнити гетерозиготи. Іншою проблемою їх використання є те, що ці маркерні послідовності довільно розповсюджені по геному і пов'язати той чи інший фрагмент ампліфікації з мутацією в певному гені, або з певним фенотипом дуже складно. Спрямовані маркери до ділянок певних структурних генів – є більш інформативними для виявлення зв'язку між алельною структурою генотипу та її фенотиповим проявом, проте використання таких маркерів можливе після визначення нуклеотидної послідовності гену, але такі дослідження для морських гідробіонтів виконуються рідко.

В 2013 році X. Sun та A. Yang (2013) провели повне секвенування мітохондріального геному *Rapana venosa*, встановили його довжину – 15271 п.н., виявили 13 білок-кодуєчих генів, 21 ген транспортної РНК та 2 гени, що кодуєть рибосомну РНК. Високий відсоток наявності АТ-пар (69%) та невелика кількість некодуєчих регіонів (загалом – 302 п. н., найбільший з яких – 74 п. н.) – є особливостями мітохондріального геному рапани (Sun, Yang, 2013).

В 2014 році (Sun et al., 2014) за допомогою 454–секвенування 57 поліморфних мікросателітних локусів, які було охарактеризовано у 30 особин *Rapana venosa*. Число алелів на локус коливалося від 2 до 14. Спостережувана та очікувана гетерозиготність за цими локусами становила від 0,127 до 0,919 та від 0,100 до 1,000 відповідно.

Метою нашої роботи був пошук оптимальної системи для виділення ДНК та молекулярних маркерів для детекції поліморфізму в популяціях рапани Чорного моря.

Матеріалом слугували зразки *Rapana venosa* виловлені в Одеській затоці, біля мису Тарханкут, акваторіях острова Зміїний та Татарбунарського району. В роботі використовували методики виділення ДНК за допомогою СТАВ (Сиволап та ін., 1998), з додаванням додецилсульфату натрію (Панчук, Волков, 2013), а також набори для виділення ДНК з тваринних тканин («NeoGen», Київ). Для детекції внутрішньопопуляційного поліморфізму рапани використовували RAPD праймери, іРBS–послідовності ретротранспозонів, локуси, що найбільш часто використовуються для ДНК–штрихкодування: *COI* фрагменти (порядку 600 п.н.) гену мітохондріальної цитохромоксидази I (*CO1*) та *ITS-1* маркери до внутрішнього транскрибуємого спейсера.

Найбільшою складністю в роботі виявилось виділення ДНК придатної для проведення ПЛР-аналіза. При високій концентрації ДНК, виділеної з тканин ноги або зябер, визначеній на спектрофотометрі *NanoPhotometr plus* (Eppendorf, Німеччина), та задовільними показниками якості не завжди вдавалось отримати продукти ПЛР реакції.

При вивченні зразків рапани з популяцій Одеської затоки та мису Тарханкут з праймерами до послідовності *CO1* та *ITS-1* детектовано фрагменти ампліфікації розміром 700 п.н. та 600 п.н. відповідно. Проте поліморфізму в середині та між популяціями не детектовано. Це може бути пов'язано з високим рівнем консервативності зазначених послідовностей пов'язаних з їх функціями, або свідчить про необхідність проведення секвенування для виявлення одно-нуклеотидних замін.

За допомогою маркерів до іPBS–послідовності ретротранспозонів детектовано поліморфізм серед представників *Rapana venosa* виловлених в Одеській затоці, акваторії острова Зміїний та акваторії Татарбунарського району. З праймером 2076 детектували від одного до чотирьох фрагментів розміром 1055 п. н., 764 п. н. або 705 п. н., 435 п. н. та 355 п. н. З праймером 2080 в особин визначали наявність одного (287 п. н.) або двох фрагментів (452 п. н. та 287 п. н.) ампліфікації. Так само інформативними виявилися і RAPD праймери. З праймером A-12 кількість виявлених фрагментів варіювала від 9 до 12, а з B-05 – від 5 до 7. Проте RAPD та іPBS–послідовності ретротранспозонів розташовані в геномі довільно і не можливо зв'язати генетичний поліморфізм, що детектується, з певними фенотиповими особливостями.

RAPD праймери: A-12 (5'-TGCGCCCTTC-3') та B-05 (5'-TCGGCGATAG-3'), а також праймери іPBS-послідовності ретротранспозонів, розроблені Kalendar et al. (2010): 2076 (5'-GCTCCGATGCCA-3') та 2080 (5'-CAGACGGCGCCA-3') можуть бути рекомендовані для використання в дослідженнях генетичної структури популяцій рапани, як поліморфні. В подальших дослідженнях для виявлення поліморфізму між субпопуляціями рапани плануємо застосувати мікросателітний аналіз.

Шевченко І. В., Коржов Є. І.

Херсонська гідробіологічна станція НАН України, Херсон, Україна
Національний природний парк “Нижньодніпровський”, Херсон, Україна
e-mail: eirinheid@ukr.net

ОСОБЛИВОСТІ БУДОВИ ЛИЧИНОК CHIRONOMIDAE В ЗВ'ЯЗКУ З ІНТЕНСИВНІСТЮ ЗОВНІШНЬОГО ВОДООБМІНУ

Двокрилі комахи родини Chironomidae широко представлені у різноманітних водних об'єктах пониззя Дніпра. Відомо, що личинки Chironomidae можуть бути використані для типологізації водойм чи як індикатори сапробності (Тодераш, 1984). У деяких випадках у межах одного виду відмічається певна варіабельність морфологічних ознак, що спостерігається у личинок *Chironomus plumosus* L. Це може бути пов'язано з рядом біотичних та абіотичних чинників, що впливають на організм двокрилих. Тому метою роботи було з'ясування ступеня залежності морфологічної варіабельності личинок одного з найбільш розповсюджених у водоймах регіону виду хірономід *Fleuria lacustris* Kieffer, 1924 від деяких абіотичних факторів.

Відбір бентосних проб проводився у весняний, літній та осінній сезони 2012–2015 рр. Проби відбирались на різноманітних водних об'єктах пониззя Дніпра дночерпаком Петерсена та оброблялись за загальноприйнятими у гідробіології методиками (Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод, 2006); видовий склад встановлювався за відповідними визначниками (Панкратова, 1983; Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий, 2004; Cranston, 2010). Дані щодо елементів гідрологічного режиму водних об'єктів пониззя Дніпра отримані авторами за результатами паралельних натурних досліджень щосезонних експедиційних виїздів у вегетаційний період року, а також із наявних літературних джерел за зазначений період.

Об'єктом досліджень слугували личинки двокрилих комах родини Chironomidae, що належали до виду *F. lacustris*. Серед усіх досліджених водних об'єктів ці організми були знайдені у наступних: основне русло Дніпра в районі м. Херсон, притока Кошова, Кардашинський лиман, озера Кругле (у протоках не зустрічались), Скадовськ-Погоріле (нижнє плесо) та Лягушаче. Серед представників родини Chironomidae вид був домінуючим у русловій частині Дніпра, Кардашинському лимані та озері Лягушаче (показник трапляння досягав 75%). В озерах Скадовськ-

Погоріле та Кругле *F. lacustris* входив до групи масових видів (до 55%) і регулярно зустрічався у притоці Кошова.

У процесі дослідження представників цього виду було виділено дві форми за ознакою відсутності або наявності парних відростків на VIII черевному сегменті (так звані вентральні відростки). Перша форма, умовно позначена в тексті як *Fleuria lacustris* f. l. *reducta*, характеризувалась відсутністю відростків (і є типовою згідно ряду визначників). Друга форма *Fleuria lacustris* f. l. *processa* на цьому сегменті мала пару вентральних відростків. За матеріалами комплексних гідробіологічних натурних досліджень було встановлено, що переважання тієї чи іншої форми личинок у водоймах та водотоках пониззя Дніпра залежить від певних абіотичних факторів водного об'єкту. Розподіл личинок *F. lacustris* за формами та його зв'язок з інтенсивністю зовнішнього водообміну наведені у таблиці.

Таблиця. Вплив інтенсивності зовнішнього водообміну на розподіл форм личинок *F. lacustris* у водних об'єктах пониззя Дніпра (%).

Водний об'єкт	<i>Fleuria lacustris</i> f. l. <i>reducta</i>	<i>Fleuria lacustris</i> f. l. <i>processa</i>	Період зовнішнього водообміну, діб
р. Дніпро	96	4	0,8
притока Кошова	100	0	1,6
оз. Кругле	50	50	10,0
оз. Скадовськ- Погоріле	43	57	15,0
Кардашинський лиман	44	56	16,0
оз. Лягушаче	20	80	25,0

З таблиці видно, що інтенсивність зовнішнього водообміну суттєво впливає на розподіл личинкових форм *F. lacustris*. Форма *F. lacustris* f. l. *reducta* має найбільше розповсюдження у водних об'єктах зі швидкою зміною вод (руслова мережа, притоки), натомість *F. lacustris* f. l. *processa* починає переважати при сповільненні зовнішнього водообміну до 15 діб. Оскільки у водних об'єктах пониззя Дніпра інтенсивність водообміну значною мірою формує інші абіотичні показники водного середовища, то закономірним є вплив й інших факторів на розподіл личинкових форм даного виду. Для розвитку форми *F. lacustris* f. l. *processa* найбільш сприятливими є неглибокі водні об'єкти з повільним зовнішнім водообміном. Якісний аналіз гранулометричного складу донних відкладів вказує, що для цієї форми *F. lacustris* найбільш сприятливими є біотопи з дрібнофракційними донними відкладами, а саме мулом та глинистим мулом із рослинним детритом. Обернена залежність спостерігається з личинками форми *F. lacustris* f. l. *reducta*, для розповсюдження якої притаманні більші глибини та донні відкладення, зокрема замулені піски з більш крупними фракціями детриту.

Підсумовуючи вищезазначене, можна зробити висновки.

1. У різнотипних водних об'єктах пониззя Дніпра виявлено дві личинкові форми виду *Fleuria lacustris*, умовно позначені як *Fleuria lacustris* f. l. *reducta* та *Fleuria lacustris* f. l. *processa*, що відрізняються відсутністю (у першому випадку) або наявністю (у другому) вентральних відростків на VIII черевному сегменті;

2. Спостерігається суттєвий вплив інтенсивності зовнішнього водообміну та пов'язаних з ним абіотичних факторів на розподіл личинкових форм *Fleuria lacustris*;

3. Виявлено, що у водоймах із швидкою зміною водних мас *Fleuria lacustris* f. l. *reducta* є домінуючою; при уповільненні зовнішнього водообміну до 10 діб відсоткове співвідношення форм вирівнюється, а при подальшому збільшенні періоду водообміну *Fleuria lacustris* f. l. *processa* починає переважати за чисельністю форм без відростків.

БІОХІМІЧНІ ОСОБЛИВОСТІ РЕАКЦІЇ КОРОПОВИХ РИБ НА ВПЛИВ ЕКТО- ТА ЕНДОПАРАЗИТІВ

Механізм впливу ектопаразитів та ендopаразитів на рибу не до кінця зрозумілий. Погранична величина зараження, що розділяє паразитоз і хворобу, не може бути сталою величиною, а залежить від рівня змішаної інвазії, віку риби і умов її вирощування (Давидов, 2004). В несприятливих умовах у рибу знижується стійкість до умовно-патогенних і непатогенних симбіонтів, зумовлюючи ризик захворювання інфекційними та інвазійними хворобами, викликаними цими організмами (Юнчис, 2005). Зараження риби патогенними організмами або їх токсинами характеризує напруженість імунітету або стійкість риби до паразитів.

Дослідження впливу екто- та ендopаразитів на біохімічні показники (активність ферментів лужної фосфатази (ЛФ) та лактатдегідрогенази (ЛДГ)) коропових риби (короп звичайний, білий товстолобик та білий амура) виконувалися у рибоводних ставках дендрологічного парку «Олександрія» (м. Біла Церква). Досліджувався вплив ектопаразитів – *Dactylogyrus extensus*, *Dactylogyrus minutus* у коропа, *Dactylogyrus hypophthalmichthys* у білого товстолобика, *Dactylogyrus* sp. у білого амура, *Lernaea* sp. у коропа та білого товстолобика, та ендopаразити – *Bothriocephalus gowkongensis* у білого амура.

Відомо, що моногенетичні сисуні родини Dactylogyridae локалізуються на зябрових пелюстках риби, руйнуючи у місцях прикріплення епітелій. Під впливом механічної та токсичної дії відзначають різне слизовиділення й некроз окремих ділянок тканин, також відбувається розростання сполучної тканини й зрощення пелюстків у пластинки. Капіляри відмежовуються від зовнішнього середовища шарами з епітеліальних клітин. Усе це призводить до порушення кровообігу й газообміну.

При небезпечному інвазійному захворюванні лернеозі, яке викликається паразитичними ракоподібними роду *Lernaea*, уражуються покрови тіла риби. Патогенна дія лерней призводить до порушення функції тканин та розвитку запальних процесів у м'язах та навіть внутрішніх органах. Знижується кількість гемоглобіну, підвищується ШОЕ (швидкість осідання еритроцитів), збільшується кількість моноцитів.

Ботріоцефаліоз – гельмінтозне захворювання риби, що характеризується гострим ураженням кишечника унаслідок паразитування цестод роду *Bothriocephalus*. У ділянці щільного прилягання до слизової оболонки кишечника паразити ізолюють слизову від контакту з їжею, чим заважають здійсненню нормальної функції як травлення, так і асиміляції перетравленої їжі. Гельмінти виділяють токсичні речовини, що всмокчуються й отруюють організм риби. Ушкоджена стінка кишечника часто розривається, і риба гине. Через уражені ділянки слизової проникає різна мікрофлора, що ускладнює перебіг хвороби (Сондак, Грицик, Рудь, 2006).

За результатами наших досліджень вплив ектопаразитів (моногенії, лернея) призводить до зростання активності лужної фосфатази у зябрах та плазмі крові риби.

Найсуттєвіше зростання активності ЛФ спостерігалось у зябрах коропа ($57,4 \pm 6,3$ порівняно з $52,5 \pm 3,4$ нмоль/(с×г) – контроль) та плазмі крові білого товстолобика ($983,1 \pm 35,7$ порівняно з $907,0 \pm 55,8$ нмоль/(с×г) – контроль).

Вплив ендopаразитів призводив до незначного зниження активності ферментів ЛФ та ЛДГ у зябрах білого амура та зростання активності в плазмі крові (ЛФ: $641,0 \pm 19,2$ – вільні від інвазії, $681,20 \pm 25,1$ нмоль/(с×г) – заражені цестодами; ЛДГ: $570,3 \pm 38,7$ – вільні від інвазії, $617,6 \pm 44,9$ Мод./г - заражені цестодами).

Таким чином, паразитування різних за локалізацією паразитів призводить до біохімічних перебудов, які відрізняються в залежності від виду паразита, хазяїна та локалізації.

Алфавітний покажчик

Абрам'юк І. І.	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	7
Алексеева Т. Г.	<i>Одесский национальный университет имени И.И. Мечникова</i>	54
Барінова С. С.	<i>Інститут еволюції, Хайфський університет</i>	13
Батог С. В.	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	9
Безсонний В. Л.	<i>Харківський національний університет міського господарства імені О.М. Бекетова</i>	11
Білоус О. П.	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	13
Боднар О. І.	<i>Тернопільський національний педагогічний університет імені Володимира Гнатюка</i>	15
Борисенко М. М.	<i>Київський національний університет імені Тараса Шевченка</i>	16
Вінярська Г. Б.	<i>Тернопільський національний педагогічний університет імені Володимира Гнатюка</i>	15
Галиняк О. В.	<i>Тернопільський національний педагогічний університет імені Володимира Гнатюка</i>	15
Ганжа Х. Д.	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	17
Гончарова М. Т.	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	19
Гудимов В. О.	<i>Одеський національний університет імені І.І. Мечникова</i>	57
Гупало О. О.	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	21
Єрмоменко Д. А.	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	23
Жежеря В. А.	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	25
Задорожна Г. М.	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	27
Іванова Н. О.	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	29
Ігнатенко І. І.	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	31
Іскевич О. В.	<i>Чернігівський національний педагогічний університет імені Т.Г. Шевченка</i>	32
Кантицька О. О.	<i>Тернопільський національний педагогічний університет імені Володимира Гнатюка</i>	15
Качула І. Г.	<i>Національний університет „Києво-Могилянська академія”</i>	27
Коваленко Ю. О.	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	33
Ковтун О. А.	<i>Одесский национальный университет имени И.И. Мечникова</i>	54
Коржов Є. І.	<i>Херсонська гідробіологічна станція НАН України</i>	35, 58
Кофонов К.	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	37
Кравцова О. В.	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	38
Красницька Д. А.	<i>Одеський національний університет імені І.І. Мечникова</i>	57
Куц О. О.	<i>Одеський національний університет імені І.І. Мечникова</i>	57
Кучерява А. М.	<i>Херсонська гідробіологічна станція НАН України</i>	35
Лукашів О. Я.	<i>Тернопільський національний педагогічний університет імені Володимира Гнатюка</i>	15
Лукашов Д. В.	<i>Київський національний університет імені Тараса Шевченка</i>	16
Луців А. І.	<i>Тернопільський національний педагогічний</i>	

Маренков О. М.	<i>університет імені Володимира Гнатюка</i>	15
	<i>Дніпровський національний університет</i>	
	<i>імені Олесь Гончара</i>	39
Марценюк В. М.	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	41
Медовник Д. В.	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	43
Мельник С. О.	<i>Дніпровський національний університет</i>	
	<i>імені Олесь Гончара</i>	39
Мехед О. Б.	<i>Чернігівський національний педагогічний</i>	
	<i>університет імені Т.Г. Шевченка</i>	48
Морозовська І. О.	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	52
Мусій Т. О.	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	45
Незбрицька І. М.	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	44
Нестеренко О. С.	<i>Дніпровський національний університет</i>	
	<i>імені Олесь Гончара</i>	39
Онуфрійчук Л. А.	<i>Тернопільський національний педагогічний</i>	
	<i>університет імені Володимира Гнатюка</i>	15
Пашук В. В.	<i>Національний авіаційний університет</i>	45
Пилипенко Є. С.	<i>Дніпровський національний університет імені Олесь</i>	
	<i>Гончара</i>	39
Подругіна А. Б.	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	19
Пономаренко Р. В.	<i>Національний університет цивільного захисту</i>	
	<i>України</i>	11
Причеп М. В.	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	43
Пришляк С. П.	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	47
Семенюк Н. Є.	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	27
Симонова Н. А.	<i>Чернігівський національний педагогічний</i>	
	<i>університет імені Т.Г. Шевченка</i>	48
Скоблей М. П.	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	50
Степанова Т. І.	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	52
Топтиков В. А.	<i>Одеський національний університет</i>	
	<i>імені І.І. Мечникова</i>	54, 56
Тоцький В. Н.	<i>Одеський національний університет</i>	
	<i>імені І.І. Мечникова</i>	54
Чеботар Г. О.	<i>Одеський національний університет</i>	
	<i>імені І.І. Мечникова</i>	56
Чеботар С. В.	<i>Одеський національний університет</i>	
	<i>імені І.І. Мечникова</i>	56
Чекалов В. А.	<i>Одеський національний університет</i>	
	<i>імені І.І. Мечникова</i>	56
Чуйко В. Ю.	<i>Одеський національний університет</i>	
	<i>імені І.І. Мечникова</i>	56
Шевченко І. В.	<i>Херсонська гідробіологічна станція НАН України</i>	58
Шлапак О. О.	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	60
Юришинець І. В.	<i>Київський національний університет імені Тараса</i>	
	<i>Шевченка</i>	19