

**Національна академія наук України
Інститут гідробіології
Київського відділення Гідроекологічного товариства України
Рада молодих вчених Інституту гідробіології**

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

**Збірник матеріалів
III науково-практичної конференції
для молодих вчених**

6–7 жовтня 2016 р.

Київ 2016



Національна академія наук України
Інститут гідробіології
Київське відділення
Гідроекологічного товариства України
Рада молодих вчених Інституту гідробіології

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

Збірник матеріалів
III науково-практичної конференції
для молодих вчених

6–7 жовтня 2016 р.

Київ
2016

УДК 574.5:556.5(063)

Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем: збірник матеріалів III науково-практичної конференції для молодих вчених. – Київ, 2016. – 66 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 Київського відділення 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:

Старосила Євгенія Василівна – с.н.с., к.б.н.;

Семенюк Наталія Євгенівна. – с.н.с., к.б.н.;

Гуляєва Оксана Олександрівна – н.с., к.геогр.н.;

Білоус Олена Петрівна – н.с., к.б.н.;

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

С е к р е т а р і :

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

Задорожна Ганна Михайлівна – м.н.с., к.б.н.

З М І С Т

Гідроекологічне товариство України	5
Абрамюк І. І. Весняний іхтіопланктон руслової частини р. Котурка	7
Батог С. В. Гідрофізичні характеристики водних мас та донних ґрунтів водойм м. Києва	9
Білоус О. П., Іванова Н. О. Особливості розподілу кількісних показників фітопланктону водосховища Сасик	11
Водяницький О. М., Причеп М. В. Вплив абіотичних чинників на активність Na-K-АТФ-ази під час ембріонального розвитку коропа та білого амура	13
Ганжа Х. Д. Ретроспективна оцінка балансу ⁹⁰ Sr та ¹³⁷ Cs в екосистемі озера Глибоке Чорнобильської зони відчуження	15
Гончарова М. Т., Подругіна А. Б. Вибірковість субстратів з різним гранулометричним складом личинками <i>Chironomus riparius</i>	16
Гуляєва О. О. Вплив Дністровського гідроенергетичного комплексу на перерозподіл стоку Дністра на сучасному етапі	17
Гупало О. О. Структурно-функціональні характеристики плітки гирлової ділянки річки Десни	18
Жежеря В. А., Задорожна Г. М., Батог С. В., Жежеря Т. П. Гідроекологічна характеристика озер системи Опечень (м. Київ)	20
Ігнатенко І. І. Хімічна природа та молекулярно-масовий розподіл комплексних сполук молібдену з розчиненими органічними речовинами у водоймах уповільненого водообміну	23
Ігнатюк Ю. В., Юришинець І. В. Вміст кортизолу у тканинах риб як показник паразитарного впливу	25
Коржов Є. І. Оцінка екологічно значущих елементів динаміки водних мас штучної водойми (Кардашинський кар'єр)	26
Кравцова О. В. Весняний фітопланктон міських водойм з різним ступенем антропогенного навантаження	28
Красуцька Н. О. Вплив температури водного середовища на генеративну структуру геміпопуляцій партеніт та личинок трематод <i>Cercaria Pugnax</i> (Digenea: Lecithodendriidae) молюсків <i>Viviparus viviparus</i> (Gastropoda)	29
Маренков О. М. Промислове освоєння сонячного окуня <i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus, 1758) в Запорізькому (Дніпровському) водосховищі	31
Марценюк В. М. Життестійкість окуня річкового за дії підвищення температури води	32
Марченко І. С. Сапробіологічна оцінка Сасицького водосховища за індикаторними видами зоопланктону	34
Медовник Д. В., Причеп М. В. Якісний і кількісний склад іхтіофауни річок Либідь, Нивка та Сирець (м. Київ)	35
Мітюкова О. Г., Глуховський П. В. Морфометрія волоті очерету звичайного з водойм з різним рівнем дозового навантаження	37
Морозовская И. А. Формирование сообществ дрейссены и мшанки на экспериментальных субстратах в перифитоне Каневского водохранилища	39
Мусій Т. О. Особливості росту деяких зелених водоростей у змішаних культурах	41
Набокін М. В. Зоопланктон дельти Дністра	42
Незбрицька І. М. Вплив окремих абіотичних чинників та їх сумісна дія на вміст фікобіліпротеїнів у синьозелених водоростей	43
Пархоменко О. О. Сучасні рівні радіонуклідного забруднення риб у водоймах різного трофічного статусу	45
Пришляк С. П. Закономірності міграції ¹³⁷ Cs у донні відклади внаслідок	46

відмирання повітряно-водяних рослин	
Скоблей М. П. Вивчення особливостей накопичення важких металів у складі завислих речовин гірських річок (на прикладі басейну річки Тиса)	47
Старосила Є. В. Роль бактеріальної складової у трансформації та утилізації речовин в штучній системі для очищення води	49
Степанова Т. І. Склад і структура зооперифітона на субстратах різного типу у водоймі-охолоджувачі Хмельницької АЕС	50
Ткаченко В. В. Використання штучних субстратів для збору донних безхребетних у Молочному лимані	52
Філіпова К. Є. Добова динаміка зоостоку гирлової ділянки р. Десни	54
Черткова М. С. Угруповання судинних макрофітів водотоків Кілійської дельти Дунаю	55
Шевченко І. В. Двокрилі комахи родини <i>Ceratopogonidae</i> водойм та водотоків пониззя Дніпра	56
Шукалевич В. В. Гістологічні дослідження внутрішніх органів окуня звичайного (<i>Perca fluviatilis L.</i>) озера Глибоке у Чорнобильській зоні відчуження	58
Явнюк А. А., Кутлахмедов Ю. О. Камерні моделі поведінки радіонуклідів ¹³⁷ Cs та ⁹⁰ Sr в озері Глибоке Чорнобильської зони відчуження	60
Яровой А. А. Продукционные характеристики фитопланктона в водоемах с экстремально высокими концентрациями растворенных соединений азота	62
Алфавітний покажчик	65

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, Київське відділення та молодіжна секція Гідроекологічного товариства України підтримали ініціативу Ради молодих вчених Інституту гідробіології НАН України та сприяли у проведенні III науково-практичної конференції молодих вчених «Сучасна гідроекологія: місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем».

ВЕСНЯНИЙ ІХТІОПЛАНКТОН РУСЛОВОЇ ЧАСТИНИ Р. КОТУРКА

Вивчення іхтіопланктону та його переміщення за течію у малих річках надзвичайно важливе, оскільки надає інформацію щодо термінів нересту домінуючих видів риб, їх репродуктивного потенціалу та можливості розповсюдження по річці. У зарегульованих річках, де перепад висот між ставами сягає кількох метрів, розселення риб можливе виключно на личинковому етапі вниз за течією шляхом скочування (дрифту), оскільки високі водоспадні колодязі унеможливають міграцію дорослих особин з нижніх ставків у верхні; так само малоімовірною через такі колодязі є їх покатна міграція.

Дослідження проводили у квітні-травні на річці Котурка, яка розташована в Оболонському районі м. Києва, місцевості Пуща-Водиця. Річка значною мірою зарегульована, на ній створено кілька великих і глибоких ставків. Впадає Котурка у р. Горенка, яка, у свою чергу, є притокою р. Ірпінь (Вишневський, 2007). Поміж ставками Котурка протікає невеликим струмком шириною 2–5 м і глибиною до 0,5 м.

Проби відбирали 22, 29 квітня та 5, 19 травня 2016 р. на русловій ділянці р. Котурка між ставками Горащиха та Двірець. Дрейфуючий по руслу іхтіопланктон уловлювали за допомогою ікорної сітки з млинового сита №11 з діаметром вхідного отвору 0,55 м та довжиною конуса 1,5 м. Тривалість експозиції становила 15–20 хв. Проби фіксували формаліном. Визначення личинок проводили під бінокулярним мікроскопом за визначниками (Коблицкая, 1981; Васнецов, 1953; Urho, 1996). Температуру води вимірювали щотижня з точністю до 0,1°C. Концентрацію личинок (C , екз/м³) розраховували за об'ємом профільтрованої через сітку води за формулою:

$$C = \frac{Q}{S \times v \times t} \quad (1)$$

де Q – кількість личинок, які потрапили в сітку, S – площа вхідного отвору сітки (м²), v – швидкість течії (м/с), t – час експозиції (с).

Оскільки діаметр вхідного отвору ікорної сітки перевищував глибину місця відбору проб (0,19–0,22 м), то значення S для формули (1) розраховували як площу сегмента круга, висота якого дорівнювала глибині занурення сітки:

$$S = R^2 \arccos\left(\frac{R-h}{R}\right) - (R-h)\sqrt{2Rh-h^2} \quad (2)$$

де R – радіус вхідного отвору сітки, h – висота сегмента (глибина).

За період досліджень у іхтіопланктоні русла р. Котурка виявлено личинок двох видів риб: окуня *Perca fluviatilis* та плітки *Rutilus rutilus*, які, за нашими даними, є домінуючими представниками іхтіофауни річки. Максимальна кількість личинок спостерігалась 22 квітня – від 5 до 12 екз/лов, або від 35 до 84 личинок на 100 м³ води. 29 квітня кількість личинок значно знизилась – від 1 до 5 екз/лов, або 7–33 екз/100 м³. Біомаса іхтіопланктону у руслі 22 квітня коливалась від 0,046 до 0,140 г/100 м³, 29 квітня – від 0,007 до 0,053 г/100 м³. У травневих пробах личинок риб не було виявлено.

22 квітня скочувались виключно личинки окуня, 29 квітня у іхтіопланктоні з'явилися також личинки плітки. Личинки обох видів скочувались приблизно в однаковій кількості з незначним переважанням окуня (52% окуня і 48% плітки).

У пробах були наявні як ембріони, так і ранні личинки різних етапів розвитку. На початку періоду основу іхтіопланктону складали ембріони окуня на етапах A_1 і A_2 розміром від 5,0 до 7,0 мм (44%), частка личинок етапу В розміром 6,5–7,0 мм становила близько 21%; окрім того, у значній кількості скочувались личинки окуня з

наповненим повітрям плавальним міхуром (етап С₁) розміром 6,5–7,0 мм, їх частка в іхтіопланктоні становила 35%. У кінці періоду, 29 квітня, серед молоді окуня переважали личинки етапу С₁ розміром від 6,5 до 8,0 мм, їх частка становила 77%, значно рідше траплялись ембріони А₂ (8%) та личинки з ненаповненим плавальним міхуром (етап В, 15%). Молодь плітки, що скочувалась, була представлена виключно передличинками з жовтковим мішком, серед них переважали ембріони з ненаповненим плавальним міхуром на етапі А – 83%, значно менше скочувалось передличинок етапу В, у яких плавальний міхур вже заповнений повітрям – 17%.

Згідно з результатами досліджень, максимальний розмір дрейфуючих личинок окуня сягав 8,0 мм, плітки – 7,0 мм. Перші відповідають етапу С₁, на якому уже відсутній жовтковий мішок, а плавальний міхур заповнений повітрям; другі – етапу В, що також характеризується заповненням плавального міхура, однак жовток ще залишається. Скочування окуня є закономірним і очікуваним явищем, оскільки його ембріони та ранні личинки ведуть пелагічний спосіб життя, розселяючись на відкритих ділянках водойми, тому і легко потрапляють з різного роду течіями у водостоки ставків. Вірогідно, при досягненні розміру 8,0 мм і більше личинки стають прудкішими і вже не потрапляють у водоспадні колодязі. Відсутність крупніших личинок у іхтіопланктоні може також вказувати на те, що після наповнення плавального міхура молодь окуня поступово переходить з пелагіалі у прибережні ділянки – літораль (Urho, 1996; Wang, 1994). На відміну від окуня, ембріони плітки, як і більшості коропових риб, після виходу з ікри прикріплюються до водяних рослин, де висять до наповнення плавального міхура і досягнення першого личинкового етапу В, на якому вони вже відкріплюються і вільно плавають, при цьому тримаючись зграйками біля берега, на місцях нересту. Однак, дослідниками показано, що невелика частка ембріонів плітки після викльову може падати вниз, а потім знову підніматись угору, щоб прикріпитись до субстрату (Ланге 1960). Очевидно, саме ці ембріони, будучи підхоплені течіями, зносяться зі ставка у русло. Личинки, більші за 7,0 мм, вже добре орієнтуються у воді і досить швидко, здатні добре протистояти течіям, за рахунок чого не скочуються.

Звертає на себе увагу те, що у пробах 22 квітня були наявні не тільки ембріони окуня, але й личинки на етапі С₁, вік яких, за різними даними, становить близько 10–11 днів після виходу з ікри (Крыжановский и др., 1953). Отже, перші ембріони окуня, очевидно, вийшли з ікри і скочувались на 10–11 днів раніше, ще на початку другої декади квітня, коли температура води становила у середньому 10°C, а перші плідники розпочали нерест на початку місяця при температурі води близько 7°C, оскільки розвиток ікри окуня, за нашими даними, триває щонайменше 10 днів. Наявність окремих ембріонів окуня наприкінці місяця вказує на те, що останні плідники віднерестились у кінці другої – на початку третьої декади квітня, при температурі 10–11°C. Що стосується плітки, то її перші ембріони, які щойно вийшли з ікри, знайдені серед дрейфуючого іхтіопланктону 29 квітня. Разом з ембріонами скочувались і передличинки етапу В. Відомо, що наповнення плавального міхура повітрям у передличинок плітки та перехід їх до активного плавання відбувається через 3–4 доби після виходу з ікри (Ланге 1960). Отже, перші ембріони плітки скочувались на 3–4 дні раніше. За літературними даними, інкубаційний період її ікри приблизно рівний такому у окуня і триває близько 10–11 діб, а це вказує на те, що плітка почала нереститись у другій декаді квітня, при температурі води близько 10°C. Співставлення отриманих орієнтовних термінів розмноження обох видів показало, що нерест перших плідників плітки у Котурці проходив одночасно з нерестом більш пізніх плідників окуня.

Отже, весняний іхтіопланктон руслової частини р. Котурка представлений ембріонами та ранніми личинками окуня та плітки, які вільно скочуються за течією і таким чином переносяться від верхніх ставків до розташованих нижче, поповнюючи віддалені популяції і забезпечуючи генетичний зв'язок з ними. Найвища концентрація іхтіопланктону спостерігається після виходу ембріонів з ікри і поступово знижується зі

збільшенням розміру личинок. Окунь у р. Котурка розпочинає нерест при температурі близько 7°C, плітка – при 10°C. За рахунок невеликої різниці нерестових температур періоди розмноження обох видів частково збігаються.

С. В. Батог

Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна

e-mail: svitlanadaragan@gmail.com

ГІДРОФІЗИЧНІ ХАРАКТЕРИСТИКИ ВОДНИХ МАС ТА ДОННИХ ГРУНТІВ ВОДОЙМ м. КИЄВА

Водойми м. Києва, яких налічується близько 300, відзначаються різним генезисом (*гідрогенні* та *штучні*), морфометричними характеристиками, гідрологічним режимом (Тимченко В. М., Дараган С. В., 2014), внутрішньоводоймовими процесами (Батог С.В., 2015), а також гідрофізичними характеристиками водних мас і донних ґрунтів.

Найбільш екологічно значущими *гідрофізичними характеристиками водних мас* є температура води, завислі речовини, оптичні властивості. *Гідрофізика донних ґрунтів* включає гранулометричний склад та водно-фізичні властивості.

Важливою особливістю температурного режиму водойм Києва є те, що він формується в межах помірної кліматичної зони та визначається місцевими метеорологічними умовами. Водойми Києва відносяться до диміктичних, оскільки у них двічі на рік відбувається вертикальне конвективне перемішування водних мас (при найбільшій щільності води 4° – навесні та восени). У їх річному температурному циклі виділяють періоди: весняного нагрівання, літнього нагрівання, осіннього охолодження, зимового охолодження та зимового нагрівання.

Для мілких *гідрогенних* та *штучних водойм* характерне переважання гомотермії протягом більшої частини вегетаційного періоду, яка встановлюється внаслідок хвильового перемішування всієї водної товщі. За відсутності останнього та за умов інтенсивного нагрівання водних мас у цих водоймах може спостерігатись пряма температурна стратифікація. Різниця температури між поверхневими та придонними шарами водойм може становити 2,00–5,00 °.

Розподіл температур у водній товщі глибоких *гідрогенних* та *штучних водойм*, характеризується стійкою стратифікацією: влітку – прямою, взимку – оберненою. Влітку в них встановлюється чітке розмежування водної товщі по вертикалі на три термічні зони (епілімніон, металімніон, гіполімніон). Різниця температури між поверхневими та придонними шарами води в них може змінюватись від 11,1 (оз. Райдужне) до 23,7 ° (оз. Кирилівське). Зона епілімніону у водоймах досягає 0,50–3,00 м. У деяких представників *стариць* інколи відмічається слабке формування або повна відсутність поверхневого ізотермічного шару, що обумовлено незначним перемішуванням водних мас. Шар температурного стрибка (металімніон) у водоймах Києва знаходиться на глибині від 0,50 до 7,00 м. Найбільші різниці температури у цій зоні нами було зафіксовано в оз. Мінському та оз. Кирилівському (підгрупа *стариця*) влітку 2010 та 2013 рр., величини яких досягали 19,5–22,5 °. Серед досліджуваних водойм найбільший градієнт температури води в цей період спостерігався в оз. Кирилівському – 11,0 °/м, найменший в оз. Райдужному – 3,00 °/м. Температура води у гіполімніоні досліджуваних водойм знаходилася в межах від 4,00 до 15,0 °С.

Завислі речовини. Седиментаційний режим деяких *гідрогенних водойм* Києва, зокрема *заток* формується внаслідок надходження зависей алохтонного походження

разом з водами Канівського водосховища та автохтонної складової (змулювання донних відкладів, розмиву берегів та продукування органічної речовини). Вміст завислих речовин у воді придаткової мережі водосховища складає 3,00–7,00 мг/дм³ (Екол. стан...Затока Осокорки, 2011). Деяка частина зависей, що надходить до заток, седиментує при цьому відмічається зменшення мінеральної складової. При активному розвитку фітопланктону в літній період, можливе загальне підвищення вмісту у воді завислих речовин (до 5,00–10,0 мг/дм³). За таких умов органічна складова збільшується до 80–95 %.

У *старицях*, зокрема у поверхневому шарі води оз. Кирилівського вміст завислих речовин навесні 2013 р. становив 0,50 мг/дм³. Частка органічної складової досягала більше 85 %.

У безстічних водоймах Києва завислі речовини мають автохтонне походження. Їх вміст у оз. Вирлиці (підгрупа *антропогенно змінені*) протягом 1998–2012 рр. змінювався 6,00 до 12,0 мг/дм³, в оз. Синьому (підгрупа *кар'єри*) протягом 2001–2012 рр. – 5,00–11,0 мг/дм³ (Романенко О.В. та ін., 2015). Переважна кількість зависей у вказаних представників підгруп водойм сформована органічною складовою, величина якої може досягати 80–90%.

У *ставках* вміст завислих речовин у весняний період за нашими спостереженнями знаходився в межах від 2,30–3,00 мг/дм³ (Палладінські ставки № 2, 5) до 11,0 мг/дм³ (Горіхуватський став №4). Мінеральна частка зависей досягала 65–73 %.

Оптичні властивості водних мас. Прозорість води у водоймах Києва протягом року згідно з нашими спостереженнями в 2010–2016 рр. змінювалася від 0,30 до 3,50 м. Хоча в літературі (Екол. стан., 2005) відмічений більший максимум прозорості води на оз. Вербному (підгрупа *стариця*) – 4,26 м.

Характерною особливістю сезонних змін прозорості води у водоймах Києва є зниження її величини навесні, обумовленого надходженням талих вод та влітку під час інтенсивного розвитку гідробіологічних процесів і змулювання донних відкладів внаслідок хвильових процесів. Помітне зростання прозорості води відмічається в кінці осені, в результаті поступового відмирання фітопланктону, досягаючи максимальних значень взимку внаслідок припинення хвильового перемішування, зменшення кількості зависі та відмирання фітопланктону.

Колір води у водоймах Києва протягом 2010–2014 рр., характеризувався значним діапазоном забарвленості від жовтувато-зеленого до жовтувато-коричневого (XII–XXI).

Гідрофізичні характеристики донних ґрунтів. Формування донних відкладів водойм Києва визначається фізико-географічними особливостями місцевості та її трансформації внаслідок антропогенної діяльності.

Донні відклади у прибережних ділянках (на відстані до 2,00–2,50 м від берега) більшості водойм Києва переважно сформовані пісками, частка яких в середньому становить 80,0 % (Акімова, Кураєва, Злобіна, 2013). Частка мулових фракцій у цих ділянках в середньому досягає 15,0 %, а частка глинистих фракцій – 3,00 %.

За результатами наших досліджень визначено, що донні відклади центральних ділянок *гідрогенних водойм* сформовані переважно мулами. Решта – глина та пісок. В оз. Редьчиному (підгрупа *стариці*) частка фракції мулу досягає майже 82,0 %, а в оз. Райдужному (підгрупа *антропогенно змінені*) – 67,0 %. У зат. Осокорки (підгрупи *затоки*), порівняно з іншими гідрогенними водоймами, донні відклади сформовані пісками, частка яких становить 52,1–85,8 % (Екол. стан...Затока Осокорки, 2011).

У *штучних водоймах*, зокрема в оз. Синьому та оз. Алмазному (підгрупа *кар'єри*) частка мулистих фракцій складає, відповідно, 50,0 та 60,0 %. У Палладінських ставках (підгрупа *ставки*), на відміну від інших *штучних водойм*, донні відклади в основному складені пісками, частка яких становить 78,0 %. Решта – мули (19,5 %) та глина (2,44 %). В цілому, донні відклади водойм Києва переважно представлені пісками

(псамітами), мулами (алевритами) та глинами (пелітами), що мають наступні водно-фізичні властивості. Вологість донних відкладів центральних ділянок водойм дорівнює 135–440 %, пористість – 44,3–98,0%, об'ємна маса скелету – 0,210–1,98 г/см³. Вміст органічної речовини становить 0,636–18,4 %.

О.П. Білоус, Н.О. Іванова

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

ОСОБЛИВОСТІ РОЗПОДІЛУ КІЛЬКІСНИХ ПОКАЗНИКІВ ФІТОПЛАНКТОНУ ВОДОСХОВИЩА САСИК

Водосховище Сасик, створене на базі Причорноморського лиману, знаходиться біля дельти Дунаю на півдні України. Це – значна за розмірами (площа поверхні – 210–215 км², об'єм – 500 млн м³), але мілководна (максимальна глибина – 3,2–3,6 м) водойма, водні маси якої формуються за рахунок різних за генезисом джерел (річки Когильник та Сарата і канал Дунай-Сасик).

Сасик є унікальною антропогенно-перетвореною водоймою, тому в його існуванні доцільно виділяти два етапи: озеро-лиман (до 1978 року) та сучасне водосховище. В свою чергу, етап існування водойми в якості водосховища можна розділити на період становлення (80-ті – початок 90-х років) та власне сучасний період. Ці етапи різняться між собою домінуючими абіотичними умовами функціонування екосистеми: для екосистеми лиману-озера вирішальне значення мав рівень мінералізації води, а для водосховища – надходження води з Дунаю.

Сучасний період характеризується помітним впливом на стан абіотичних умов водосховища природних умов та регулюванням стану Сасика роботою каналу Дунай-Сасик і морського шлюзу. Саме тому при дослідженні будь-яких біотичних складових екосистеми доцільно враховувати можливий вплив гідрологічних умов.

Метою даного дослідження є вивчення розподілу кількісних характеристик фітопланктону водосховища Сасик протягом літнього періоду різних років дослідження (враховуючи відмінні умови, які склалися у водосховищі Сасик протягом них).

Робота була здійснена в серпні 2013 та 2014 років на 17 станціях спостережень, розташованих по акваторії водойми. Проби фітопланктону відбирали батометром на глибині до 0,5 м у 2–3 повторностях. Одночасно на станціях визначали температуру води водним термометром та прозорість за допомогою диску Секкі.

Впродовж дослідження було відзначено значне коливання кількісних показників фітопланктону по акваторії Сасика. Так, у 2013 році чисельність фітопланктону коливалась від 14'955 тис. кл/дм³ (ст. 6) до 126'075 тис. кл/дм³ (ст. 16), а в 2014 році від 80'810 тис. кл/дм³ (ст. 13) до 360'645 тис. кл/дм³ (ст. 8). Високі значення чисельності у 2013 році пов'язані із посиленням розвитком *Cyanoprokaryota*. На ст. 16 серед домінантів варто відзначити наступні види: *Geitlerinema amphibium* (C. Agardh ex Gomont) Anagn. (= *Oscillatoria amphibia* J. Agardh ex Gomont), *Merismopedia warmingiana* Lagerh. та *Microcystis wesenbergii* (Komárek) Komárek. У 2014 році, на ст. 8, найвищу чисельність планктонних водоростей спровокував посилений розвиток ціанопрокаріот, серед яких домінували: *Aphanocapsa planctonica* (G.M. Sm.) Komárek et Anagn., *Geitlerinema amphibium* (C. Agardh ex Gomont) Anagn. та *Merismopedia tenuissima* Lemmerm.

Щодо розподілу біомаси, то протягом років дослідження не відзначено її значних коливань. Так, у 2013 році біомаса знаходилась у межах 1,954 мг/дм³ (ст. 13) –

6,546 мг/дм³ (ст. 1), а у 2014 році – від 2,521 мг/дм³ (ст. 13) до 7,531 мг/дм³ (на ст. 4). Зокрема, у 2013 році найбільші значення біомаси формували представники наступних відділів: *Chlorophyta* та *Charophyta*, а саме: *Cosmarium bioculatum* Bréb. ex Ralfs та *Oocystis lacustris* Chodat. У 2014 році, найбільшу біомасу формували, в основному, представники *Суанопрокаріоти*, зокрема *Dolichospermum flos-aquae* (Lyngb.) Wacklin, Hoffmann et Komarek (= *Anabaena flos-aquae* Bréb.) та *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs ex Bornet et Flahault.

Отже, при майже однаковій біомасі протягом років дослідження, звертає на себе увагу збільшення значень чисельності фітопланктону у 2014, порівняно із 2013 роком. В обидва роки досліджень суттєве значення у складі комплексу видів-домінантів за чисельністю мали ціанопрокаріоти. Проте, порівнюючи два роки досліджень, відзначено незначну зміну домінуючих видів. Можна припустити, що причиною виявленого явища слугував вплив абіотичних факторів. По-перше, при виконанні досліджень в 2013 році відзначено відсутність надходження дунайської води до водосховища, на відміну від 2014 року. По-друге, вища температура повітря в 2014 році, ніж в аналогічний період 2013 року зумовила й збільшення температури поверхневого шару води у водоймі: в серпні 2013 року по акваторії діапазон температур становив 23,0-24,8 °С, а в 2014 році – 24,0-27,6 °С.

Прозорість води в середньому по акваторії Сасика в 2013 році становила 0,59 м, а в 2014 р. – 0,44 м. Це підтверджує наявність впливу більш каламутної дунайської води на водні маси Сасика та збільшення чисельності фітопланктону.

Проте чітких закономірностей розподілу як кількісних показників фітопланктону, так і температури та прозорості на окремих станціях не було виявлено, але помічена їх певна схожість у декількох групах станцій – умовно виокремлених трьох (північний, центральний та південний) районах водосховища (табл.).

Таблиця. Показники фітопланктону, температури та прозорості води за умовними районами водосховища Сасик

Роки	Літо 2013 р.			Літо 2014 р.		
	Ч-ть фітоплан- ктону, тис. кл/дм ³	Прозо- рість води, м	t _{води} , °С	Ч-ть фітоплан- ктону, тис. кл/дм ³	Прозо- рість води, м	t _{води} , °С
Район Сасика						
Північний (верхів`я)	27091,3	0,50	24,0	152560,6	0,39	24,4
Центральний	44836,3	0,58	24,3	201416,3	0,47	25,8
Південний	38971,9	0,64	23,2	156605,5	0,44	26,8
Водосховище	38246,2	0,59	23,8	171469,3	0,44	25,9

Можна зазначити, що в 2013 та у 2014 роках найбільша чисельність фітопланктону спостерігалася в центральному районі водосховища (можливо, це зумовлено характером циркуляції водних мас). У південному районі, куди впадає канал Дунай-Сасик, при відсутності надходження дунайської води в 2013 році, чисельність фітопланктону була вищою за середню по водосховищу, а ось у 2014 році – нижчою. Також робота каналу вплинула і на розподіл прозорості – в 2014 році в південному районі вона дорівнювала середньому значенню по акваторії, хоча в 2013 році була найвищою у порівнянні із іншими районами водосховища.

Щодо впливу прозорості та температури на чисельність фітопланктону, то відносно усереднених значень по районах водосховища визначено непевну залежність між показниками (чисельність-прозорість R²=0,53; чисельність-температура R²=0,59).

Загалом, зазначені відмінності щодо кількісного розподілу фітопланктону протягом періоду досліджень, можуть свідчити про зміну факторів, які мали місце у

2013–2014 рр. Можна припустити, що основними із цих факторів є температурний режим водойми та оптичні властивості водних мас.

О.М. Водяницький, М.В. Причена

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

ВПЛИВ АБІОТИЧНИХ ЧИННИКІВ НА АКТИВНІСТЬ Na-K-АТФ-ази ПІД ЧАС ЕМБРІОНАЛЬНОГО РОЗВИТКУ КОРОПА ТА БІЛОГО АМУРА

Різке коливання абіотичних чинників водного середовища має негативну дію на рибу на всіх етапах розвитку. Ікра та личинки через те, що їх системи захисту знаходяться на стадії розвитку та не мають можливості покинути ділянки з несприятливими умовами та зону забруднення, особливо вразливі до дії несприятливих умов. Нехарактерна температура води, істотні зміни газового режиму викликають порушення поділу клітин, процесів диференціації органів та тканин, призводять до різноманітних ембріопатій та змінюють перебіг метаболічних процесів в ембріонів риби.

Як відомо, життєдіяльність водних організмів у значній мірі регулюється впливом зовнішніх чинників через їх постійний контакт із середовищем існування та внаслідок особливостей термодинаміки самих організмів. Тому в пойкилотермних тварин є механізми контролю інтенсивності обмінних процесів, і, в першу чергу, за рахунок ферментативної регуляції. Відомо, що мембранна Na-K-АТФ-аза клітини одна з перших, яка забезпечує формування адаптаційної відповіді, як первинної реакції на дію чинників, так і запускає механізми формування довготривалої адаптації (Diana J.S. 1984).

При температурній адаптації зміни у клітинних мембранах можуть відігравати особливо важливу роль. Зміна активності АТФ-ази підтримує структурну цілісність мембран, але й забезпечує їх функціональний статус, перш за все, йонний обмін (Кяйваряйнен Е.И. и др.). У той же час, фізіолого-біохімічні явища та процеси, які протікають безпосередньо в зоні сублетальних значень температур, зазвичай вище 30°C та знаходяться на межі життєдіяльності гідробіонтів, багато в чому залишаються маловивченими (Голованова, 2007). Na-K-АТФаза є одним з ключових ферментів, необхідних для життєдіяльності клітини, так як крім безпосередньої функції – створення оптимального внутрішнього клітинного співвідношення йонів Na⁺ і K⁺, цей фермент може забезпечувати перенесення різних метаболітів, в тому числі цукрів і амінокислот, через клітинну мембрану.

Тому метою наших досліджень було визначити дію підвищеного температурного та зниженого кисневого режимів водойми на швидкість розвитку ембріонів білого амура та коропа, реакції організму за ферментативними реакціями, на прикладі Na-K-АТФази.

Дослідження проводилися на Білоцерківській експериментальній гідробіологічній станції Інституту гідробіології НАН України. Біологічним матеріалом досліджень були ікра, ембріони білого амура та коропа. Нами були відібрані три водойми (ставки), які через особливості свого розташування та ступеню затінення відрізнялися за температурними умовами, а завдяки цьому і кисневим режимом. Температуру води вимірювали протягом доби о 4, 12 та 20 год. і по мірі проходження ембріональних стадій розвитку дослідних видів риби. Вміст розчиненого кисню вимірювали о четвертій годині ранку методом Вінклера (Culbertson С.Н., et al., 1991). Всі дослідні водойми, наповнювалися водою з р. Рось. Ця вода характеризується наступними гідрохімічними

показниками: вміст розчиненого кисню – 8,4–9,7 мг/дм³; рН – 8,3; твердість – 6,1 мг-екв./дм³; Ca²⁺ – 3,3 мг-екв./дм³, 66,13 мг Ca²⁺/дм³; Mg²⁺ – 2,8 мг-екв./дм³, 34,02 мг Mg²⁺/дм³; Cl⁻ – 0,85 мг-екв./дм³, 30,13 мг Cl⁻/дм³; NH₄⁺ – 0,277 мг N/дм³; NO₂⁻ – 0,006 мг N/дм³; NO₃⁻ – 0,080 мг N/дм³; P_{неорг} – 0,062 мг P/дм³; ПО – 8,0 мг O/дм³; БО – 18,48 мг O/дм³.

Штучно запліднена ікра білого амура та коропа розміщувалася в сітчастих контейнерах у водоймі та підлягала дії всього комплексу екологічних умов водного середовища. Відібрана ікра ембріонів заморожувалась при температурі –18°C. У лабораторних умовах визначали активність Na, K-активууючої, Mg-залежної АТФ-ази, яку встановлювали за приростом вмісту неорганічного фосфору в середовищі інкубації (Прохорова М.И., 1982). Вміст фосфору встановлювали за методом М.Н. Кондрашової та ін. (Кондрашова та ін., 1965) та перераховували на 1 мг білка. Визначення вмісту білка здійснювали за Лоурі (Lowry et al., 1951). Отримані дані опрацьовані статистично за допомогою програми Statistica 5.5.

Згідно отриманих результатів в ікрі білого амура на стадії гастрюляції виявлено максимальне значення активності АТФази за температури 25,6°C (41,1 мкг Р/год.×мг білка). Порівняно з мінімальною температурою води (19,6°C) та максимальною (29,2°C) активність цього ферменту була вищою у 3,5 та 2,3 рази відповідно. На стадії очних бокалів проходить зниження активності АТФази та відповідно і йонного обміну на мембранах клітин порівняно із стадією гастрюляції. Лише за температур від 20,3 до 24,0°C відбувалося зростання активності ферменту на стадіях раннього органогенезу порівняно з гастрюляцією.

На стадії рухливого ембріона активність ферменту знову зростає до 18,5–35,4 мкг Р/год.×мг білка залежно від температури оточуючого середовища. Це вказує про посилення йонного обміну на передодні вилуплення ембріонів з оболонки ікринки. Найбільш оптимальними за показником активності досліджуваного ферменту ми вважаємо температури на рівні 25,0°C. Саме за цієї температури відбувалося максимальне зростання активності АТФази порівняно з іншими температурними режимами. Важливо відзначити, що при температурі 25,0°C створилися задовільні кисневі умови (вище за 5,0 мг O/дм³), чого не спостерігалось при перевищенні температурного оптимуму. При досить високому температурному режимі (вище за 28,0°C) найчастіше був помічений аномальний розвиток ембріонів.

За результатами досліджень, проведеними на ікрі коропа, було встановлено, що на стадії очних бокалів активність ферменту була вищою при температурі 22,3°C на 4,2 та 7,2 рази, ніж при 20,0 та 21,7°C. У свою чергу, при подальшому зростанні температури до 25,4°C активність АТФази знижується в 2,6 рази, а до 27,8°C – в 17,6 рази. Це вказує на деяку ізоляцію ембріонів від несприятливого зовнішнього середовища шляхом зниження йонного обміну з ним та переходом на анаеробний обмін в тканинах ембріонів. Особливо важливим є той факт, що за цих температурних умов знижується вміст розчиненого у воді кисню до 2,5–2,8 мг/дм³, а розвиток ембріонів дещо уповільнювався.

На стадії пігментації очей у коропа нами відмічено найвищу активність Na-K-АТФази за температури 22,0–24,0°C, яка була на 22,8–59,0% вищою, ніж за 25,0–28,0°C. Саме 22,0–24,0°C є найбільш оптимальним температурним режимом для цього виду у природних водоймах. З підвищенням температури на цій стадії відбувається зниження активності ферменту, що зумовлено компенсаторною реакцією ембріона на зростаючий вплив температурного чинника та зниження вмісту розчиненого у воді кисню.

Для ікри коропа на стадії рухливого ембріона встановлено аналогічну тенденцію за зміною активності АТФази, як і на стадії пігментації очей. Зокрема з підвищенням температури водного середовища зменшувалась активність Na-K-АТФази, що зумовлено послабленням окисно-відновних та посиленням анаеробних процесів за низького вмісту кисню у воді. Особливо відчутне зниження активності ферменту у ікрі

встановлено за температури води 30°C.

Встановлено, що розвиток ембріонів проходить як за оптимальних кисневих та температурних умов так і за час їх коливання. Проте швидкість росту та розвитку компенсується якістю нащадків. Найбільш оптимальними температурами для розвитку у коропа є температури 22–24°C. У білого амура оптимальні температури була на рівні 25°C. Отримані результати на основі зміни активності Na-K-АТФ-ази дозволяють спрогнозувати оптимальні та критичні умови для проходження ембріогенезу у риб при вирощуванні їх у ставах.

Х. Д. Ганжа

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

РЕТРОСПЕКТИВНА ОЦІНКА БАЛАНСУ ^{90}Sr ТА ^{137}Cs В ЕКОСИСТЕМІ ОЗЕРА ГЛИБОКЕ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ

Для виявлення ретроспективних особливостей накопичення ^{90}Sr та ^{137}Cs екосистемою оз. Глибокого нами проведено кореляційний аналіз співвідношення цих радіонуклідів у воді озера протягом 1997–2008 рр. та можливого впливу на їх міграцію деяких метеорологічних умов. Протягом всього проаналізованого 12-ти річного періоду питома активність ^{90}Sr проявляє сильні кореляційні зв'язки з кількістю теплих днів у році ($r = +0,88$), слабкий кореляційний зв'язок з сумарною річною кількістю опадів ($r = +0,35$) та середньої сили зв'язок з середньою висотою снігового покриву ($r = +0,63$). Переважно, ^{90}Sr виноситься з водозбірної території під час злив теплої пори року та весняного танення снігу. Кореляційний аналіз показав відсутність позитивних зв'язків між питомою активністю ^{137}Cs у воді озера та метеорологічними параметрами.

Встановлено два тренди привнесення радіонуклідів із водозбірної території – із 1997 по 2002 рр. та з 2003 по 2008 рр.

Головними рисами цих періодів є відмінності значень $K_{\text{Sr/Cs}}$ та зв'язок між ^{90}Sr та ^{137}Cs у воді. Протягом першого періоду значення $K_{\text{Sr/Cs}}$ дорівнювало 10 при коефіцієнті кореляції вмісту ^{90}Sr й ^{137}Cs у воді озера – 0,86. Протягом другого періоду $K_{\text{Sr/Cs}}$ становив 26, при відсутності кореляційного зв'язку між радіонуклідами. Значення метеопараметрів за обидва періоди мало відрізнялись, крім товщини снігового покриву, яка є на третину більшою у другому періоді та тісно корелює із питомою активністю ^{90}Sr у воді із коефіцієнтом 0,7. Протягом першого періоду обидва радіонукліди показали слабкий зв'язок із сумарною кількістю опадів за рік. У другому періоді спостерігали середньої сили та сильні кореляційні зв'язки питомої активності ^{90}Sr у воді озера із метеопараметрами теплої пори року, особливо, з кількістю опадів. За цих самих умов, втричі зменшилась частка ^{137}Cs зв'язаного у воді на зависі та відсутня кореляція ^{137}Cs у воді озера із метеопараметрами.

Наведені дані показують, що протягом періоду після аварії на ЧАЕС параметри потоку радіонуклідів в оз. Глибоке із водозбірної території змінювались під впливом техногенних, екологічних та метеорологічних умов. На сучасному етапі зростає привнесення в екосистему озера переважно ^{90}Sr та в набагато меншій мірі – ^{137}Cs у розчиненому стані. Під час весняного водопілля має місце короткий період різкого збільшення ^{137}Cs у воді озера.

М. Т. Гончарова, А. Б. Подругіна

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

ВИБІРКОВІСТЬ СУБСТРАТІВ З РІЗНИМ ГРАНУЛОМЕТРИЧНИМ СКЛАДОМ ЛИЧИНКАМИ *CHIRONOMUS RIPARIUS*

Одними з найбільш перспективних тест-об'єктів для оцінки токсичності донних відкладів є личинки комарів-дзвінців, представники роду *Chironomus*, а саме *Ch. tentans* та *Ch. riparius (thummi)*, через достатню високу чутливість, можливість культивування в лабораторних умовах, короткий життєвий цикл (Armitage P. et al., 1995; Романенко В.Д. та ін., 2011). Враховуючи те, що личинки цих видів комарів-дзвінців є організмами інфауни, для універсалізації методів біотестування важливим є дослідження їх толерантності до донних відкладів різного гранулометричного складу. У природних умовах личинки *Ch. riparius* живуть у мулі, а також в замуленому піску (Константинов А.С., 1958). Різна заселеність личинками комарів-дзвінців тих чи інших донних відкладів в природних умовах свідчить про їх здатність до вибіркової субстратів. Проте який з чинників – розмір часток субстрату чи харчові умови – є превалюючим, та наскільки критичним є перебування личинок у крупному субстраті все ще залишаються дискусійними питаннями. Вивченню вибіркової тваринними організмами присвячено ряд фундаментальних робіт (Manly B.F.J. et al., 1993; Olabarria C. et al., 2002), проте щодо личинок комарів-дзвінців напрацьовань вкрай мало (Vos J.H. et al., 2002; Sibley P.K. et al., 1998), і вони в деякій мірі також є суперечливими. Тому метою нашої роботи стало дослідження росту та розвитку личинок *Ch. riparius* на мінеральних субстратах з різним розміром часток, а також здатності цих організмів до вибіркової субстратів в залежності від кормового навантаження.

Дослідження проводились на мінеральних субстратах з різним розміром часток: 0,25–0,50 мм (середньопіщана фракція), 0,10–0,25 мм (дрібнопіщана фракція) та <0,10 мм (пило-мулова фракція). Мінімізація впливу органічної складової субстратів досягалась прожарюванням донних відкладів при 600°C.

Вживаність личинок *Ch. riparius* на різних за гранулометричним складом субстратах за 10 діб експерименту статистично достовірно не відрізнялася, проте на 20-ту добу в крайніх фракціях різниця за показниками виживаності та біомаси була статистично значимою та становила 13,1 та 27% відповідно.

Результати наших досліджень показали, що найвищі показники виживаності та біомаси личинок, а також відсоток вильоту імаго спостерігались при їх вирощуванні на мулистому і дрібнопіщаному субстратах (90,6 і 85,4%; 8,9 і 8,5 мг; 88,6 і 82,7% відповідно). Серед імаго, що вилетіли при вирощуванні на цих субстратах, переважали самиці, частка яких становила близько 60%. Такий розподіл є близьким до того, що спостерігається в природних умовах (Armitage P. et al., 1995). Проте, при вирощуванні личинок на найкрупнішому субстраті спостерігались зміни у статевій структурі у бік превалювання частки самців.

Дослідження вибіркової личинками субстрату проводили в преферендумах з використанням різних за гранулометричним складом субстратів та кормовим навантаженням. Харчові умови в субстратах характеризували за величиною ферментативної каталазної активності. За низького кормового навантаження личинки вибирали найдрібніший субстрат (77%), в якому спостерігалась найвища каталазна активність. При достатній кількості корму личинки майже рівномірно розподілялись між всіма субстратами, окрім найкрупнішого (6–11%) з низькою каталазною активністю.

Отже, наші дослідження показали, що *Ch. riparius* можна використовувати для біотестування донних відкладів різного гранулометричного складу, проте тривалість

досліджень слід обмежувати 10-ти добами. Також показано, що при вирощуванні личинок з метою отримання максимальної біомаси найбільш оптимальним є мулистий субстрат. Встановлено, що личинки *Ch. riparius* здатні до вибірковості субстрату, проте його вибір в більшому ступені обумовлений не стільки гранулометричним складом, скільки харчовими умовами.

О. О. Гуляєва

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

ВПЛИВ ДНІСТРОВСЬКОГО ГІДРОЕНЕРГЕТИЧНОГО КОМПЛЕКСУ НА ПЕРЕРОЗПОДІЛ СТОКУ ДНІСТРА НА СУЧАСНОМУ ЕТАПІ

У загальноприйнятих вітчизняних методах гідрологічних досліджень кількісні зміни стоку під впливом антропогенних факторів та аналіз складових водного режиму річок розглядають у більшості випадків по сезонам. В такому часовому розрізі, внутрішньорічний розподіл стоку для середньої течії Дністра в сучасних природних умовах характеризується тим, що найбільший об'єм води, який надходить до Дністровського водосховища, припадає на весняний або літній періоди. Найменша частка формується в осінній та зимовий періоди. Експлуатація Дністровського гідроенергокомплексу загалом не впливає на сезонний розподіл стоку річки. Відсоткова середня відмінність зарегульованого стоку в сезонному розрізі впродовж 2010–2015 рр., у порівнянні з природним, складає 1,6%, а максимальна досягає 4,5% (рис. 1).

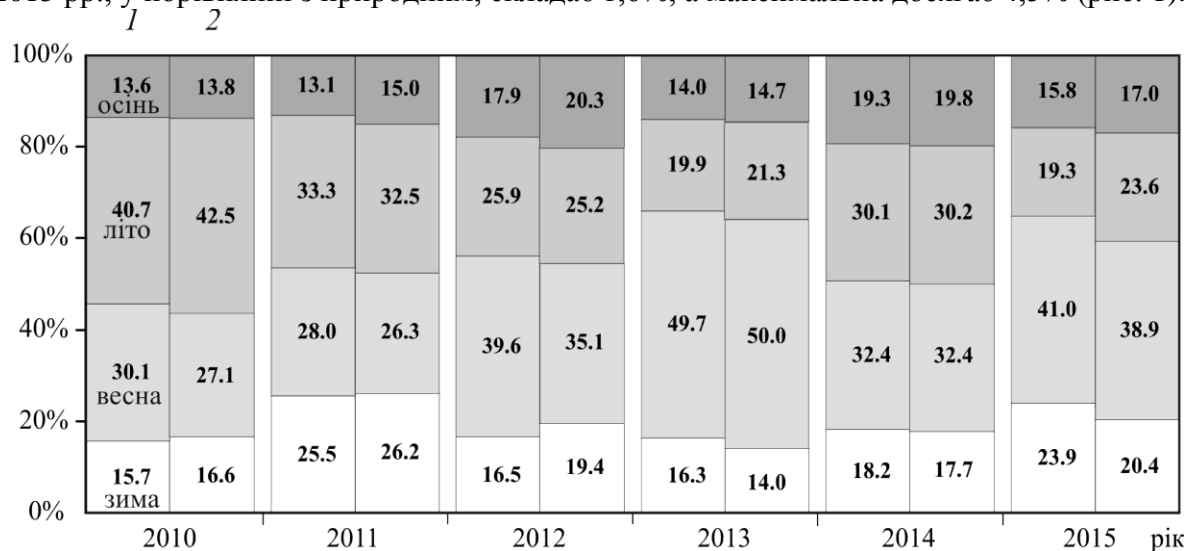


Рис. 1. Відсотковий сезонний розподіл стоку річки Дністер вище (1) та нижче (2) Дністровського гідроенергетичного комплексу

У екогідрологічних дослідженнях при оцінці впливу гідроспоруд та водосховищ на стік річки використовують більш детальний аналіз, при якому застосовують різноманітні гідрологічні, екологічно важливі характеристики. Серед них окремою групою виділяють 12 параметрів, які характеризують місячні величини стоку (об'єм або середня витрата за кожний календарний місяць) протягом року. Ці величини є важливими не тільки для екосистеми самої річки (вплив водності на температуру води, концентрацію розчиненого кисню, процеси фотосинтезу, розвиток гідробіонтів і т. п.),

але й всього басейну (зволоження ґрунтів прибережної зони, забезпечення тварин водними ресурсами, доступність для хижаків та людини місць гніздування птахів і т.п.) (Indicators of Hydrological Alteration, 2009).

Використовуючи такий підхід до аналізу водного режиму Дністра впродовж року, виявилось, що місячний стік нижче гідроелектростанцій відрізняється від природних значень більш суттєво ніж сезонний. Найбільших перетворень зазнає березневий стік, акумуляція якого в Дністровському водосховищі може сягати 60% (рис. 2). Також, значні відхилення від природних величин спостерігаються і при глибокій межені. Так, в серпні 2015 року, для забезпечення мінімальних санітарних витрат нижче гідроенергокомплексу, за рахунок спрацювання водосховища річковий стік збільшився майже вдвічі (див. рис. 2).

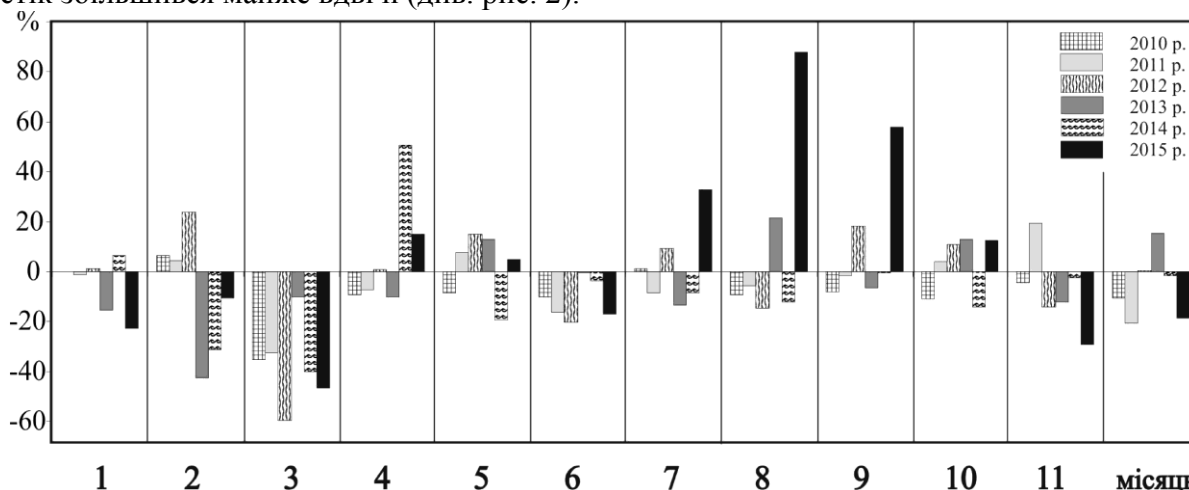


Рис. 2. Відсоткове відхилення місячного річкового стоку середньої течії Дністра від природного, де на осі у: «0» – це незарегульований стік, від’ємні значення – зменшення річкового стоку у порівнянні з природними величинами, додатні – збільшення

Окрім цих гідрологічних характеристик, при оцінці впливу зарегульованості стоку на функціонування річкової екосистеми також доцільно використовувати такі параметри як: величина, тривалість, частота, період спостережень екстремальних (мінімальних та максимальних) стокових величин продовж року та інші (Indicators of Hydrological Alteration, 2009). Аналіз та їх оцінка для середньої течії Дністра буде представлена автором у подальших роботах.

О. О. Гупало

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

СТРУКТУРНО-ФУНКЦІОНАЛЬНІ ХАРАКТЕРИСТИКИ ПЛІТКИ ГИРЛОВОЇ ДІЛЯНКИ РІЧКИ ДЕСНИ

На фоні якісної та кількісної трансформації складу іхтіофауни Дніпровського каскаду та його приток під впливом дії антропогенних факторів та глобальних кліматичних змін відбувається зміна видів, що формують господарську рибопродуктивність водойм. Плітка, яка на початку 20-го ст. відносилася до категорії «інший дрібний частик», на сьогоднішній день вважається цінним промисловим видом і до того ж складає до 50 % уловів в Канівському водосховищі (Межжерін, 2008).

Чисельність популяції плітки підтримується багатьма рибогосподарськими підприємствами в межах виконання програм підтримання нересту плідників за рахунок створення штучних нерестовищ. В цьому аспекті необхідно розуміти структуру її популяції, оскільки плітка звичайна *Rutilus rutilus* L. може утворювати різні екоморфологічні групи в межах однієї водойми, які різняться місцями нересту, розмірно-масовими показниками, темпом росту.

Матеріал був зібраний протягом 2014–2016 рр. в усі пори року на станціях, розміщених в різних біотопах гирлової ділянки р. Десни. Рибу ловили ставними і рамковими сітками з розмірами вічка 20–60 мм та гачковими знаряддями (ДР № 43 від 22.01.2014 р.). Всього було відібрано 198 екземплярів плітки різного розміру та віку та проведено їх повний морфобіологічний аналіз за загальноприйнятими методиками для коропових риб (Правдин, 1966). Вік особин визначали за лускою (Чугунова, 1959).

Особини плітки з гирлової ділянки р. Десни характеризувалися наступними лінійно-ваговими показниками. Середня довжина тіла особин дорівнювала 13,9 см, а середня вага – 101,83 г. Модальна розмірна група складалась з екземплярів віком 2–4 роки і мала довжину тіла 10–16 см, вагу – 19,00–105,00 г. В уловах були представлені особини віком 1–6 років.

Нерестовий хід плітки в 2014–2015 рр. починався з середини березня і тривав до першої декади травня. Спочатку до нерестовищ підходили найкрупніші та середні за розмірами екземпляри, найдрібніші – йшли на нерест через 1–2 тижня. Було відмічено різницю у розвитку гонад самиць одного віку і різного розміру: крупні самиці віком 3–4 роки в середині квітня мали гонади на IV стадії розвитку, тоді як дрібні самиці того ж віку – на III стадії.

Співвідношення самців і самиць в середині нересту було приблизно 1:1. В молодших вікових групах (2–3 роки) співвідношення статей було також 1:1 з невеликим переважанням самців. З чотирирічного віку співвідношення починає змінюватися з переважанням в сторону самиць (2:3). В наступних вікових групах ця тенденція зберігається.

В нерестовому стаді були представлені риби віком від 1 до 6 років. Основу нерестового стада становили особини віком 2–5 років. Самці плідники мали довжину тіла 14,1 см (6,0–20,5), переважно 10,7–16,7 см, самиці відрізнялись більшими розмірами: середня довжина тіла дорівнювала 15,5 см (6,0–24,0), переважно 13,5–19,5 см. Абсолютна плодючість риб довжиною 14,0–20,0 см коливалась в межах 6,0–40,9 тис. ікринок і становила в середньому 18,4 тис. ікринок. А в 1 г ікри містилося 725 ікринок (548–920).

Підчас обробки результатів підрахунку абсолютної плодючості плідників плітки гирлової ділянки р. Десни виокремилася дві групи плідників, які відрізнялися за кількістю ікринок в ястиках між собою в декілька разів в межах однієї вікової групи. Також досить помітною була різниця між ними у лінійних параметрах. Так, самиці дрібної плітки-трав'янки в трирічному віці мали абсолютну плодючість 5,8 тис. ікринок при середній довжині тіла 12,7 см і масі 44 г. В чотирирічному віці самиці цієї групи характеризувалися абсолютною плодючістю в 11,5 тис. ікр., довжиною – 17,0 см і масою тіла 123 г. Екземпляри крупної моллюскоїдної плітки в три роки мали абсолютну плодючість 20,3 тис. ікр., довжину тіла 18,9 см і масу 167 г. А в чотири роки – 21,5 тис. ікр., 19,9 см і 195 г. Показники п'ятирічної плітки з цієї групи були дещо нижчими: 16,1 тис. ікр. При довжині тіла 18,8 см і масі 166 г. А в шестирічному віці – 42,3 тис. ікр., 22,5 см і 360 г.

Показники абсолютної плодючості самиць крупної моллюскоїдної плітки ближчі до плітки з Канівського водосховища, а дрібної прибережної трав'янки – до плодючості плітки з Верхнього Дніпра (Снежина, 1979). В середньому показники абсолютної плодючості деснянської плітки дуже схожі з показниками плітки з Канівського водосховища, а в 3–4 річному віці, навіть, більші.

Вікова структура популяції плітки була представлена 6 віковими групами від 1 до 6 років. В середньому самці й самиці плітки досягали 3,8 см довжини тіла і 4,59 г маси тіла. В наступні роки середні показники довжини маси тіла плітки були такими: в 2 роки – 9,6 см і 18,98 г, в 3 роки – 14,3 см і 62,99 г, в 4 роки – 16,4 см і 104,83 г, в 5 років – 18,3 см і 146,19 г та в 6 років – 21,1 см і 273,39 г. Особин старше 6 років в умовах не зустрічалося.

Середні прирости довжини і маси тіла складали: 7,6 см і 9,17 г на першому році життя, на другому – 5,8 см і 14,39 г. Трирічні особини плітки додали 4,7 см і 44,01 г у довжині і масі тіла, а чотирирічні – 2,1 см і 41,84 г. На п'ятому році життя річний приріст складав 1,9 см і 41,36 г, а на шостому – 2,8 см і 127,20 г.

Біологічний аналіз також показав розподіл особин одного віку на групи дрібної та великої плітки, які значно відрізнялися між собою за лінійними показниками. Дрібна плітка-трав'янка на першому році життя мала довжину тіла 3,3 см і масу 2,62 г, на другому – 6,5 см і 5,32 г, на третьому – 11,8 см і 31,90 г. В чотири роки екземпляри з цієї групи були 14,8 см довжиною і 73,98 г вагою, а в п'ять років – 16,9 см і 111,33 г. Особини з групи молюскоїдної плітки характеризувалися значно більшими показниками довжини і маси тіла у відповідних вікових групах: в 1 рік – 4,5 см і 7,54 г, в 2 роки – 10,5 см і 22,23 г, в 3 роки – 18,0 см і 138,87 г. Чотирирічні екземпляри досягали 19,5 см довжини і 184,15 г ваги. В шість років довжина тіла особин була 22,5 см і 360 г.

Також окремо виділялася вибірка плітки із напівзамкненої стариці, в яку зайшла крупна швидкоросла плітка на нерест підчас високої весняної повені 2013 року. В наступні роки такого високого рівня води не було, і стариця залишалася від'єднаною від русла Десни. Досліджувані екземпляри трирічної плітки з цієї стариці (згідно з результатами аналізу луски) характеризувалися високим темпом росту в перші 2 роки та різким сповільненням його на третьому році життя.

Таким чином виловлені екземпляри деснянської плітки характеризувалися великими приростами довжини і маси тіла та високим темпом росту. В популяції за структурно-функціональними показниками виділяються дві групи особин: тугоросла прибережна трав'янка та молюскоїдна плітка з високим темпом росту. Різниця у показниках довжини, маси тіла та абсолютної плодючості в цих групах може сягати декількох разів у особин одного віку.

В. А. Жежеря, Г. М. Задорожна, С. В. Батог, Т. П. Жежеря

*Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна
e-mail: zhezheryava@mail.ru, anna_zadorozhna@ukr.net,
svitlanadaragan@gmail.com, tanyushka1984@ukr.net*

ГІДРОЕКОЛОГІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА ОЗЕР СИСТЕМИ ОПЕЧЕНЬ (м. КИЇВ)

Вступ. Поверхневі води в умовах сьогодення зазнають значного антропогенного впливу, зокрема в межах мегаполісів. З поверхневим стоком до них надходять неорганічні й органічні сполуки, які змінюють хімічний склад води та формують нові умови для життєдіяльності гідробіонтів, до яких можуть пристосуватися лише деякі з них. У функціонуванні водних екосистем, окрім хімічного складу, важливу роль відіграє гідрологічний режим, який впливає на хімічний склад води поверхневих водних об'єктів і перебіг в них фізико-хімічних процесів, а також визначає умови

існування гідробіонтів. В свою чергу, останні впливають на гідрологічний та гідрохімічний режими водойм.

Наші дослідження проводились на озерах системи Опечень, які знаходяться в північній частині міста і виникли на місці правобережного рукава Дніпра – р. Почайни. Вони відносяться до гідрогенних водойм підгрупи стариця (Тимченко В. М., Дараган С. В, 2014). На початку 70-х років 20 ст. досліджувані озера використовувались як кар'єри для добування піску з метою наміву території під будівництво житлового масиву Оболонь. У зв'язку з цим вони були поглиблені до 14,0–16,0 м та з'єднані між собою колекторами. На сьогодні існує система із шести озер: Мінське, Лугове, Богатирське, Андріївське, Кирилівське та Йорданське. До оз. Кирилівського надходить вода р. Сирець, стік якої формується за рахунок підземних, поверхневих та скидних вод промислових підприємств, зливових систем житлових масивів Сирець, Куренівка, Виноградар. Стік з усієї системи озер відбувається через відвідний канал до затоки Вовкувата Канівського водосховища. В цілому, озера системи Опечень акумулюють дощові, талі та ґрунтові води з північно-західної частини міста, забезпечуючи зниження рівня ґрунтових вод.

Результати досліджень та їхнє обговорення. Натурні дослідження проводились в літній (2010, 2013 та 2016 рр.) і весняно-осінній (2015 р.) періоди. Озера системи Опечень мають видовжену форму, довжина яких становить 175–1100 м. Довжина їхньої берегової лінії знаходиться в межах 0,4–2,7 км. Ці водойми глибокі, за винятком оз. Богатирського, максимальна глибина якого не перевищує 5,0 м. У решти озер максимальна глибина знаходиться в межах від 11,0 до 15,6 м. Площа водної поверхні досліджуваних озер становить 9,0–192 тис. м², а об'єм, за орієнтовними розрахунками, – 36–1320 тис. м³. Вони відносяться до стічних водойм, витрата води з яких здійснюється за рахунок випаровування та поверхневого і ґрунтового відтоку. Вітрові та стокові гідродинамічні процеси істотно впливають на якість води та функціонування екосистем озер. Наприклад, за сукупної дії цих двох факторів швидкість течії на акваторії оз. Кирилівського досягає 2,50–3,10 см/с.

Вертикальне конвективне перемішування водних мас у озерах системи Опечень відбувається навесні та восени. Влітку спостерігається пряма, а взимку – обернена температурна стратифікація. У літній період відбувається чітке розмежування водної товщі по вертикалі на три термічні зони (епілімніон, металімніон, гіполімніон). Різниця температури між поверхневими та придонними шарами води в них може змінюватись від 16 (оз. Богатирське) до 23,7 ° (оз. Кирилівське). Зона епілімніону у водоймах досягає 0,5–3,0 м. У деяких із досліджуваних озер інколи відмічається слабе формування або повна відсутність поверхневого ізотермічного шару, що зумовлено незначним перемішуванням водних мас. Шар температурного стрибка у цих водоймах знаходиться на глибині 0,5–6,0 м. Найбільшу різницю температури у металімніоні нами було встановлено в озерах Мінському та Кирилівському, і досягала вона більше 20,0 °. Серед досліджуваних водойм найбільший градієнт температури води в цей період спостерігався в оз. Кирилівському (11,0 °/м). Температура води у гіполімніоні досліджуваних водойм знаходилася в межах 4,0–11,0 °С. Прозорість води влітку коливалась в межах 0,3–0,8 м.

Концентрація розчиненого кисню у воді озер системи Опечень зазнавала часово-просторових змін. Зазвичай, його дефіцит був характерний для придонного горизонту води, а зокрема під час формування термоклин у влітку, коли його концентрація досягала мінімальних значень 0,0–0,4 мг/дм³. Водночас, перенасичення води киснем (15,7–27,6 мг/дм³ і відповідно 135–324%) спостерігалось у поверхневому горизонті води навесні та влітку (Линник П. М. та ін., 2016). В літній період концентрація розчиненого кисню різко зменшується в зоні металімніону. Найбільший градієнт вмісту розчиненого у воді кисню у цій зоні (на глибині 3–4 м) відмічався в оз. Богатирському (4,0 мг О₂/дм³ на 1 м) та Кирилівському (5,5 мг О₂/дм³ на 1 м). Зі становленням

вертикальної стратифікації водного середовища спостерігається чітко виражений стрибок не лише вмісту розчиненого кисню, але й деяких гідрохімічних показників, а саме рН води, вмісту сполук неорганічного азоту й фосфору, співіснуючих форм силіцію і феруму. Встановлено, що досліджувані водойми зазнають вторинного забруднення, передусім, сполуками амонійного азоту, неорганічного фосфору та двохвалентного феруму. Окрім цього, водні маси озер Кирилівського і Йорданського забруднювалися нітрит- і нітрат-йонами, що надходили разом з водами р. Сирець. У воді озер системи Опечень і гирла р. Сирець концентрація амонійного азоту, нітрит- і нітрат-йонів протягом 2015 р. знаходилася в межах відповідно 0–12,8, 0,004–0,264 і 0–2,87 мг N/дм³. Вміст неорганічного фосфору досягав 0,027–2,60 мг P/дм³. Високі концентрації амонійного азоту (0,830–12,8 мг N/дм³) і неорганічного фосфору (0,173–2,60 мг P/дм³) характерні для придонного горизонту води. Концентрація нітрат-йонів також зазнавала часово-просторових змін. Мінімальні величини вмісту нітрат-йонів (0–0,311 мг N/дм³) встановлено у верхніх чотирьох озерах, тоді як в озерах Кирилівському і Йорданському спостерігалася значне зростання їхньої концентрації (0,036–1,602 мг N/дм³) нижче впадіння р. Сирець, в гирлі якої їхній вміст коливався в межах 1,34–2,87 мг N/дм³. Встановлений обернений кореляційний зв'язок ($r = -0,60$ за рівня значимості 0,05) між загальною чисельністю фітопланктону і вмістом нітрат-йонів свідчить про те, що зниження концентрації останніх у поверхневому горизонті води майже до аналітичного нуля зумовлене переважно інтенсивною вегетацією фітопланктону. Вміст силіцію також зазнає часово-просторових змін. Відмічено зниження концентрації розчиненого силіцію і підвищення його вмісту у завислій формі під час інтенсивного розвитку діатомових водоростей. Загальна концентрація силіцію у досліджуваних водних об'єктах знаходилася у межах від 0,200 до 8,60 мг/дм³, а вміст його розчинної й завислої форм становив відповідно 0–6,40 і 0,200–2,80 мг/дм³. Вміст двохвалентного феруму, ГДК якого для водойм рибогосподарського значення становить 5 мкг/дм³, у придонному горизонті води досягав 19,2–295 мкг/дм³. Окрім цього, зазначені водні об'єкти забруднені сполуками Al(III), Zn(II) і Pb(II), концентрація яких у складі лабільної фракції, що вважається біодоступною, становила відповідно 0,300–24,2, 39,4–117 і 3,30–11,0 мкг/дм³.

Згідно з екологічною класифікацією якості поверхневих вод (Романенко В.Д. і ін., 1998) якість води озер системи Опечень і гирла р. Сирець за вмістом амонійного азоту змінюється в окремі пори року від слабко забрудненої до дуже брудної, нітрит-йонів і неорганічного фосфору – від чистої до дуже брудної, нітрат-йонів – від дуже чистої до дуже брудної, цинку – від слабко забрудненої до брудної, плюмбуму – від чистої до слабко забрудненої. Такий широкий діапазон категорій якості вод свідчить про просторово-часові зміни концентрації зазначених гідрохімічних показників, що пов'язано з сезонними особливостями їхньої асиміляції вищою водною рослинністю та фітопланктоном, а також особливостями гідрологічного режиму, вмістом розчиненого у воді кисню, інтенсивністю надходження забруднювальних речовин з водозбору.

За результатами досліджень озер системи Опечень і р. Сирець виявлено 128 видових і внутрішньовидових таксонів водоростей з номенклатурним типом виду включно (в.в.т.), які належали до 8 відділів: Cyanophyta, Euglenophyta, Dinophyta, Cryptophyta, Chrysophyta, Bacillariophyta, Xanthophyta і Chlorophyta. При цьому фітопланктон озер налічував 114 в.в.т. водоростей, тоді як р. Сирець – лише 40 в.в.т. Видове багатство планктону озер формували зелені водорості (46% флористичного спектру), тоді як р. Сирець – діатомові (55%). Значну частку у флористичному різноманітті як озер, так і р. Сирець становили синьозелені водорості: 11% і 15% відповідно.

Оцінка якості водного середовища, проведена на основі сапробіологічної характеристики методом Пантле-Букк у модифікації Сладечека за біомасою видів

індикаторів органічного забруднення показала, що індекс сапробності у озерних екосистем протягом досліджуваного періоду коливався від 1,89 до 3,10 (середнє значення – 2,22), а р. Сирець – 1,65–3,00 (середнє значення – 2,13). Згідно екологічної класифікації якості поверхневих вод, якість водного середовища системи Опечень відповідає III класу та характеризується як “забруднене”.

Висновки. Озера системи Опечень і р. Сирець зазнають значного антропогенного впливу і потребують розробки та впровадження програми відновлення їхніх рекреаційних можливостей.

І.І. Ігнатенко

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

ХІМІЧНА ПРИРОДА ТА МОЛЕКУЛЯРНО-МАСОВИЙ РОЗПОДІЛ КОМПЛЕКСНИХ СПОЛУК МОЛІБДЕНУ З РОЗЧИНЕНИМИ ОРГАНІЧНИМИ РЕЧОВИНАМИ У ВОДОЙМАХ УПОВІЛЬНЕНОГО ВОДООБМІНУ

У природних поверхневих водах молібден знаходиться переважно у розчиненому стані. Як було з’ясовано, концентрація молібдат-йонів як однієї з розчинних форм молібдену у воді Канівського водосховища, Горіхуватського і Білоцерківського ставків була нижчою від межі його визначення високочутливим каталітичним методом (7×10^{-7} г/дм³) (Основи аналітичної хімії, Фадеева В. І. і др., 2001). Проте після фотохімічного руйнування розчинених органічних речовин (РОР) у пробах води було встановлено наявність молібдену. Отже, практично весь розчинений молібден знаходився у складі комплексних сполук з РОР. У воді Канівського водосховища, Горіхуватського і Білоцерківського ставків його вміст коливався в межах від 1,4 до 5,7 мкг/дм³ (таблиця).

Таблиця. Вміст та масова частка молібдену у складі комплексних сполук з РОР, весна 2016 р.

Водні об’єкти	Вміст $M_{\text{розч}}$, мкг/дм ³	Частка молібдену у складі фракцій РОР, % $M_{\text{розч}}$		
		кислотна	основна	нейтральна
Канівське водосховище	$\frac{2,6-5,7}{3,8}$	75,5	6,1	18,4
Горіхуватський став	$\frac{1,4-4,0}{2,4}$	57,1	12,3	30,2
Білоцерківський став	2,8–4,3	34,0	9,0	57,0

Примітка: $M_{\text{розч}}$ – розчинений молібден.

Переважну роль у зв’язуванні молібдену (VI) в комплекси відіграє кислотна фракція РОР, основу якої складають гумусові речовини (ГР) (Линник П. М., Васильчук Т. О., 2001). Частка комплексних сполук молібдену з ГР (аніонні комплекси) становила 34,0–75,5 % $M_{\text{розч}}$ у зазначених водоймах (див. табл.). Найбільшою (75,5 % $M_{\text{розч}}$) вона була у воді Канівського водосховища, що зумовлено високою концентрацією ГР (Линник П. М., Васильчук Т. О., 2001). У воді зазначеного

водосховища було вивчено молекулярно-масовий розподіл молібдену серед комплексних сполук з РОР, що мають аніонний характер. Як було з'ясовано, 76,8–94,9 % молібдену знаходилось у складі комплексів з молекулярною масою, що не перевищує 5,0 кДа (рис. 1). Аніонні комплекси молібдену у воді Горіхуватського ставу характеризувалися дещо більшими величинами молекулярної маси. Так, частка сполук з молекулярною масою, більшою ніж 5,0 кДа, становила 37,8 %, а меншою 1,0 кДа була майже відсутня.

Комплексні сполуки молібдену з вуглеводами, що домінують в нейтральній фракції РОР, також відіграють певну роль в його міграції. У воді Горіхуватського і Білоцерківського ставків їхня частка досягла 30,2 і 57,0 % $M_{0,025}$ (див. табл.). Ймовірно, це зумовлено інтенсивними процесами розвитку та відмирання водоростей у воді зазначених ставків, що зумовило зростання концентрації вуглеводів та, відповідно, комплексів молібдену з ними. Отримані результати досліджень стосовно молекулярно-масового розподілу комплексних сполук молібдену нейтральної природи показали, що

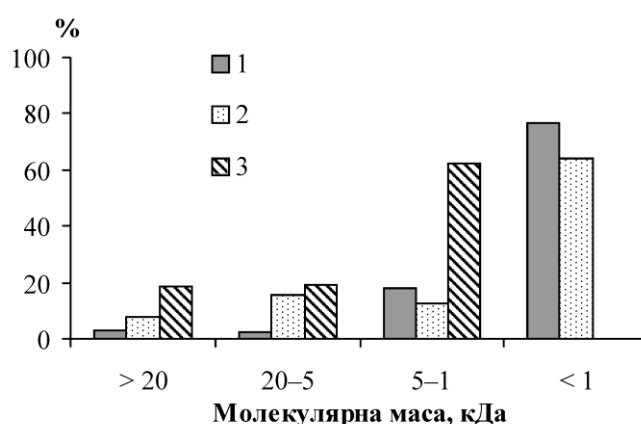


Рис. 1. Молекулярно-масовий розподіл комплексних сполук молібдену з РОР кислотної фракції у воді верхньої ділянки Канівського водосховища весною і влітку (1 і 2) та Горіхуватського ставу (3) весною 2016 р.

частка сполук з молекулярною масою, що не перевищує 2 кДа, становила 46,1 % у воді Канівського водосховища і була зовсім незначною у досліджуваних ставках (рис. 2).

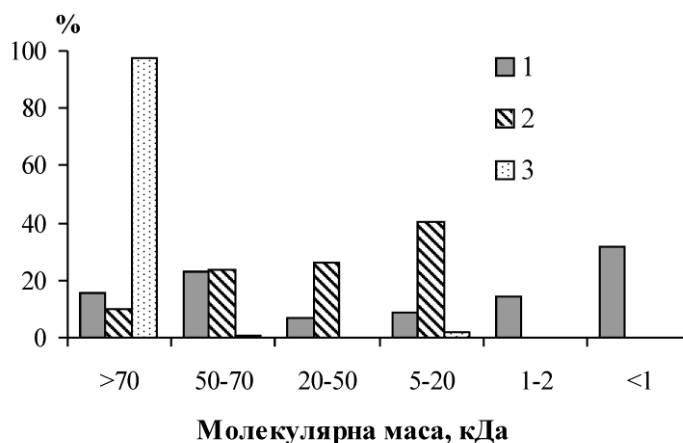


Рис. 2. Молекулярно-масовий розподіл комплексних сполук молібдену з РОР нейтральної фракції у воді верхньої ділянки Канівського водосховища (1), Горіхуватського (2) та Білоцерківського (3) ставків весною 2016 р.

У воді Горіхуватського ставу переважали комплексні сполуки молібдену з вуглеводами, що мали молекулярну масу від 5 до 70 кДа, їхня частка становила 90,2 %.

Тоді як у воді Білоцерківського ставу вони майже повністю знаходилися у фракції з молекулярною масою, більшою ніж 70 кДа. Таким чином, комплекси молібдену з вуглеводами у воді досліджуваних ставків характеризувалися значно більшими величинами молекулярної маси, ніж у воді Канівського водосховища.

Основну групу РОР утворюють переважно білковоподібні речовини, їхній вміст зростає у вегетаційний період, проте завдяки швидкій деструкції стрімко знижується. Як наслідок, частка комплексів молібдену з РОР основної фракції була незначною у досліджуваних водоймах (6,1–12,3 % $M_{\text{РОРЗЧ}}$).

Ю. В. Ігнатюк¹, І. В. Юришинець²

¹Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна

²ННЦ «Інститут біології» КНУ ім. Тараса Шевченка, Київ, Україна

e-mail: ¹volunjaka29@gmail.com, ²285.yurishinets@gmail.com

ВМІСТ КОРТИЗОЛУ У ТКАНИНАХ РИБ ЯК ПОКАЗНИК ПАРАЗИТАРНОГО ВПЛИВУ

Інтегральним показником, який відображає реакцію хазяїна на зараження різними паразитами може слугувати вміст кортизолу – стероїдного гормону, який бере активну участь у розвитку стресових реакцій різного рівня.

Кортизол (гідрокортизон, сполука F) – біологічно активний глюкокортикоїдний гормон стероїдної природи, тобто в своїй структурі має стеранове ядро. У вищих хребетних кортизол секретується зовнішнім шаром (корою) надниркових залоз під впливом адренкортикотропного гормону (АКТГ). Секреція АКТГ, в свою чергу, стимулюється відповідним рилізінг-фактором гіпоталамуса. У риб кортизол виробляється клітинами інтерренальної тканини нирок.

На базі Білоцерківської експериментальної гідробіологічної станції досліджували корошових риб (короп звичайний, білий амур, білий товстолобик) віком від 1 до 5 років. Вивчали риб вільних від інвазії та заражених ектопаразитами (інфузорії, моногенії, паразитичні ракоподібні). Вміст кортизолу визначали у сироватці крові, зябрах та шкірі, використовуючи імуноферментний аналізатор (Rayto RT-2100С) і комерційні набори «ДС-ІФА-Стероїд» (НПО «Диагностические Системы», Росія).

Максимальний вміст кортизолу спостерігався у сироватці крові риб, концентрація гормону варіювала від 4,2 до 12,3 Нм/л (середнє значення – 7,8±2,9 Нм/л). Гормон був знайдений і в тканинах – зябрах та шкірі, однак його вміст був меншим: від 0,5 до 5,2 Нм/л (середнє значення – 2,4±0,8 Нм/л).

Значна інтенсивність інвазії ектопаразитами (моногенії та інфузорії) супроводжувалась зростанням вмісту кортизолу у сироватці крові риб (неінвазовані особини – 5,2±1,6 Нм/л, вражені ектопаразитами – 8,4±2,3 Нм/л).

Відомо, що ектопаразити (інфузорії, моногенії, паразитичні копеподи), пошкоджуючи тканини покривів, сприяють розвитку вторинних бактеріальних та вірусних інфекцій у риб. Тому зростання вмісту кортизолу, який є не лише гормоном стресу, але й бере участь у регулюванні запального процесу, може бути викликане впливом ектопаразитів разом із вторинною бактеріальною інфекцією.

Можна припустити, що відома з літературних джерел значна смертність молодих особин корошових риб, яка спостерігається при деяких паразитарних хворобах, викликається як впливом паразитів (споживання поживних речовин, виділення токсинів), так і затяжним стресом, який супроводжується підвищеним вмістом кортизолу та індукованою ним зміною метаболізму.

Кортизол як регулятор вуглеводного обміну організму бере участь у розвитку стресових реакцій. Потрапивши у кров, кортизол досягає клітин – “мішеней” (зокрема, клітин гепатопанкреасу). Завдяки своїй ліпофільній природі цей гормон легко проникає через клітинну мембрану в цитоплазму і ядро, де зв’язується зі специфічними рецепторами. Гормон-рецепторний комплекс активує транскрипцію певних ділянок ДНК. В результаті синтез глюкози в гепатоцитах посилюється. Таким чином, ефект кортизолу полягає в збереженні енергетичних ресурсів організму, шляхом активації гліюконеогенезу.

Є. І. Коржов

*Херсонська гідробіологічна станція НАН України, Херсон, Україна
email: jkorzhov@bk.ru*

ОЦІНКА ЕКОЛОГІЧНО ЗНАЧУЩИХ ЕЛЕМЕНТІВ ДИНАМІКИ ВОДНИХ МАС ШТУЧНОЇ ВОДОЙМИ (КАРДАШИНСЬКИЙ КАР’ЄР)

Кардашинський кар’єр є штучно створеною водоймою в результаті видобутку піщаних ґрунтів на лівобережній заплаві дельти Дніпра біля села Кардашинка Голопристанського району Херсонської області. Вона має овальну форму витягнуту з північного заходу на південний схід. З русловою мережею пов’язана однією протокою, що має вихід до р. Чайка. Площа водойми 2,62 км², довжина біля 2,0 км, середня ширина 1,3 км. У водоймі міститься біля 9,96 млн. м³ води.

Берегова смуга водойми помірно похила з різким звалом глибин – вже на відстані 20 метрів від берега відмічаються глибини більше 3 м. Орографія дна водойми значно антропогенно змінена. За даними натурних промірних робіт, проведених автором у весняний період 2016 року, середня глибина озера складає 3,8 м. Максимальні глибини сягають відміток 6,0–6,5 м, хоча, місцями трапляються мілини менше одного метру. Через активний видобуток ґрунту з акваторії водойми у воді відмічається значна кількість завислих речовин, в складі яких переважає мінеральна частка (80–90 % від загальної кількості).

Через повільний зовнішній водообмін з руслом Дніпра (24,5 діб) у водоймі не відмічається значних швидкостей течії води, тому цей елемент динаміки водних мас практично не впливає на стан водної екосистеми дослідженої водойми. Для Кардашинського кар’єру найбільш екологічно значущими елементами гідродинаміки нами виділено коливання рівнів води та хвильові процеси.

Колівання рівнів води впродовж доби у Кардашинському кар’єрі безпосередньо залежать від їх амплітуди коливань у русловій мережі пониззя Дніпра та пропускної здатності протоки, якою водойма пов’язана з нею. Опосередковано показником інтенсивності динамічної активності вод та коливань рівня води у заплавах водоймах є зовнішній водообмін. Чим більший об’єм води надходить за добу до водойми, тим інтенсивніше коливається рівень води у добовому масштабі та швидше рухаються водні маси по акваторії.

Для регіону досліджень у русловій мережі середня амплітуда коливання рівня складає 0,2 м. Згідно з розрахунками, до дослідженої водойми доходить до 75% від початкової амплітуди коливань рівня з руслової мережі. Таким чином, середні добові величини коливання рівня води в Кардашинському кар’єрі впродовж року становлять 0,14–0,16 м. Максимальні значення коливання рівнів відмічаються в літньо-осінній період року та можуть сягати значень до 0,36 м/добу. Мінімальні значення цієї величини відмічаються навесні і складають 0,05–0,07 м на добу.

Такий хід рівня води впродовж доби, хоча й здатний спричинити короткострокове затоплення берегової смуги, в зоні дії якого буде відбуватись переробка берегів, але, як вказують розрахунки, вертикальна потужність цієї зони невелика і значних процесів абразії берегів не викликає.

Хвильові процеси. Найбільш значущим елементом динаміки водних мас, що впливає на переформування берегової смуги Кардашинського кар'єру є вітрові хвилі. Особливо активно під дією вітрових течій відбувається переформування мілководної частини водойми, оскільки саме на цих ділянках завдяки хвильовим процесам значно збільшується динамічна активність водних мас.

Проаналізувавши кліматичні дані, щодо домінуючих напрямків вітру в регіоні, для водойми можна виділити найбільш хвиленебезпечні ділянки та береги, які найбільш схильні до зміни берегової смуги під впливом вітрових хвиль.

Через місцеві особливості клімату, вітер досліджуваного регіону має достатньо мінливий характер. Впродовж року найбільша повторюваність вітрів припадає на північні, північно-східні, східні та менше на напрямки вітру західної частини горизонту. За швидкістю, для території Причорноморської низовини характерними є слабкі та помірні вітри (3–5 м/с), повторюваність яких складає більше 80% впродовж року.

Виходячи із зазначених кліматичних даних, до найбільш вразливих ділянок водойми, що схильні до розмиву вітровими хвилями є навітряні береги, а саме південно-західний та південний (рис. 1).

Переважаючи вітри регіону породжують вітрові хвилі, які додатково посилюються максимальним розгоном по акваторії та більшу частину року діють на берегову смугу зазначених частин водойми. Довжина розгону хвиль в наведеній зоні при вітрах північно-східної чверті, що домінують більшу частину року над регіоном, коливається від 1,5 до 2,0 км.

За таких значень розгону хвиль, вже при помірних швидкостях вітру біля південного та південно-західного берегів їх висота сягає значень 10–15 см, при сильних вітрах – збільшується до 30 см.

Через помірний розмив берегової смуги в цій частині водойми на берегах формуються круті схили. Розрахункові дані та натурні дослідження вказують на те, що висоти хвиль в Кардашинському кар'єрі хоча й не значні, але достатні для формування зони абразії берегів, розмиву берегової смуги, зсувів та активізації інших геодинамічних процесів.

Виходячи з наведеного матеріалу, можна відмітити доцільність впровадження берегоукріплюючих заходів на південно-західному та південному березі Кардашинського кар'єру, як на ділянках найбільш схильних до розмиву.

При невеликих значеннях коливань рівня води та незначній активності хвильових процесів доцільніше всього застосовувати біологічні методи берегоукріплення (висадку прибережних рослин таких як очерет, дерев, чагарників, тощо). Укорінені рослини сприяють укріпленню незв'язних берегових ґрунтів

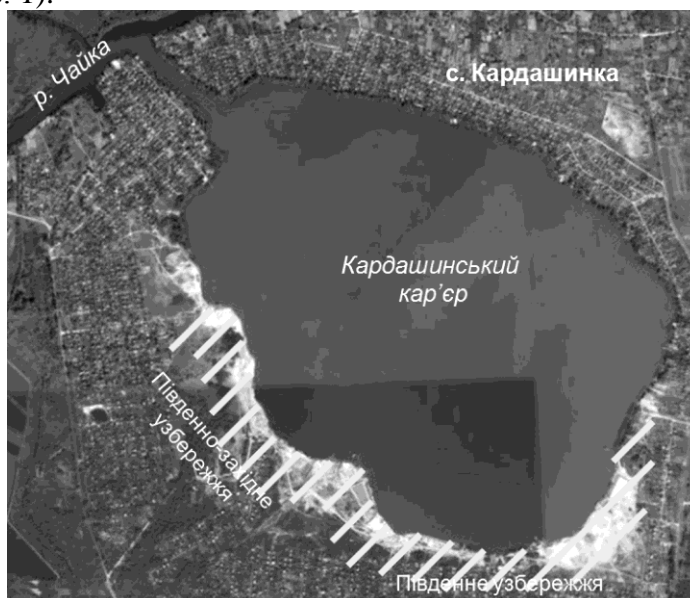


Рис. 1. Найбільш вразлива до розмиву берегової смуги частина водойми (заштриховано)

покращуючи їх органолептичні властивості та знижують розмивну здатність водного потоку в прибережній смузі і динамічну активність хвильових процесів в зоні активного впливу.

Висновки. Найбільш значущими елементами динаміки водних мас у штучній водоймі Кардашинський кар'єр є хвильові процеси та коливання рівнів води. До виявлених небезпечних для розмиву хвильовими процесами ділянок берегової смуги рекомендовано застосувати берегоукріплюючі заходи. Оскільки значного розмиву та деградації берегової смуги впродовж року не відмічається, перевагу слід надавати біологічним методам берегоукріплення.

О. В. Кравцова

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

ВЕСНЯНИЙ ФІТОПЛАНКТОН МІСЬКИХ ВОДОЙМ З РІЗНИМ СТУПЕНЕМ АНТРОПОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ

Із сучасним розвитком суспільства і розширенням інфраструктури міст дедалі важливішою постає проблема збереження в їх межах природних комплексів. Водойми, розташовані на урбанізованих територіях, є важливими компонентами міських ландшафтів, мають важливе естетичне та рекреаційне значення. Однак як правило антропогенне навантаження призводить до порушення структури і функціонування водних екосистем в цілому. Провідне значення у функціонуванні водних екосистем має фітопланктон, він першим реагує на зміни екологічних чинників і є репрезентативним індикатором забруднення водойм.

Метою роботи було з'ясувати особливості фітопланктону водойм міста з різним ступенем антропогенного навантаження у весняний період.

Досліджено фітопланктон двох ставів в межах м. Житомира: ставу загальною площею 0,6 га, розташованого у Крошнянському дендропарку (пам'ятка природи місцевого значення), і Соколівського (Швиридового) ставу площею 4 га, що належать до басейну р. Крошенки. Поряд з останнім знаходиться міське сміттєзвалище, гаражні кооперативи, залізниця, проводиться інтенсивна житлова забудова, став використовується в рекреаційних та рибницьких цілях, що спричиняє значний антропогенний тиск на водойму.

Літературних відомостей щодо різноманіття альгофлори цих водойм не знайдено.

Відбір альгологічних проб здійснювався впродовж весняного сезону 2016 року на стаціонарних станціях, фіксацію, концентрацію та камеральне опрацювання проб проводили згідно з загальноприйнятими у гідробіології методами (Методи ..., 2006).

За час досліджень у фітопланктоні ставу Крошнянського дендропарку було виявлено 59 видів водоростей, представлених 60 внутрішньовидовими таксонами (в. в. т), включно з тими, що містять номенклатурний тип виду, з 6 відділів (*Cyanoprokaryota*, *Euglenophyta*, *Dinophyta*, *Chrysophyta*, *Bacillariophyta*, *Chlorophyta*), а у Соколівському ставі – 55 (58) видів водоростей з 7 відділів (крім вищевказаних ще й *Streptophyta*). Значну частину флористичного різноманіття обох водойм становили діатомові (45 і 34% відповідно), зелені (22 і 33%), евгленові (15 і 16%).

На рівні роду в обох ставах переважали *Trachelomonas* Ehrenb. (10 і 12%), *Navicula* Bory (7 і 5%), *Chlamydomonas* Ehrenb. (7 і 5%), а для ставу в дендропарку ще й *Nitzschia* Hass. (8 %), для Соколівського ще й *Monoraphidium* Komark. та *Desmodesmus* (Chodat) An et al. (по 5%).

Порівняльний аналіз видового складу весняного фітопланктону досліджуваних водойм за допомогою коефіцієнта Серенсена показав незначну відмінність ($K_s = 0,52$).

У формуванні чисельності фітопланктону обох водойм найістотнішою була частка відділу Chlorophyta (34 і 56%), Bacillariophyta (16 і 37%), однак для ставу у Крошнянському дендропарку відмічено значну частку представників відділу Chrysophyta (23%). У формуванні біомаси фітопланктону основну роль відігравали також зелені (29 і 60% відповідно) та діатомові (26 і 24%). Для ставу у дендропарку в формуванні біомаси характерною була висока частка динофітових (23%) та евгленових (17%).

Середні значення чисельності фітопланктону ставка у Крошнянському дендропарку та Соколівського ставу за досліджуваний період відповідно становили $1,35 \pm 0,43$ та $2,83 \pm 0,83$ млн. кл/дм³, а біомаси – $1,20 \pm 0,20$ та $4,81 \pm 1,54$ мг/дм³.

Середні значення індексу Шеннона за чисельністю та біомасою для фітопланктону у дендропарку становили 2,90 біт/екз. та 2,76 біт/мг, а для Соколівського ставу – 2,82 біт/екз. і 1,96 біт/мг відповідно.

У Соколівському ставі в травні було зафіксовано значне зростання біомаси фітопланктону (з 2,02 у квітні до 11,14 мг/дм³ у травні), а разом з тим і зниження прозорості води з 90 до 65 см, пов'язане з масовим розвитком представника відділу Chlorophyta *Chlamydomonas monadina* (Ehrenb.) F. Stein, частка якого у формуванні загальної біомаси складала в середньому 83%. Це відобразалось також на зниженні інформаційного різноманіття з 2,04 до 0,89 біт/мг. Значний розвиток зелених водоростей ймовірно пов'язаний з високим вмістом нітратного азоту у водоймі (0,15 мг/дм³).

Домінуючий комплекс фітопланктону ставу в дендропарку за чисельністю формували 7 видів, а за біомасою – 13, Соколівського ставу – 9 і 5 видів відповідно. Домінуючими за чисельністю та біомасою фітопланктону у дендропарку переважно були *Oscillatoria limosa* J. Agardh ex Gomont f. *limosa*, *Chlamydomonas monadina* (Ehrenb.) F. Stein, *Pandorina charkowiensis* Korschikov, а у Соколівському ставі – *Stephanodiscus hantzschii* Grunow in Cleve et Grunow, *Chlamydomonas globosa* J. Snow, *Chlamydomonas monadina* (Ehrenb.) F. Stein.

Індекси сапробності досліджуваних водойм відповідно становили: за чисельністю 1,82 та 1,97, за біомасою 1,67 та 2,07, що вказує на приналежність даних водойм до β-мезосапробної зони.

Значні коливання чисельності та біомаси фітопланктону Соколівського ставу, зниження індексу Шеннона, зумовлені монодомінуванням *Chlamydomonas monadina* (Ehrenb.) F. Stein, вищі індекси сапробності, ніж ставу у Крошнянському дендропарку, свідчать про інтенсивніший антропогенний вплив на дану водойму, що негативним чином впливає на якісне та кількісне різноманіття фітопланктону.

Н. О. Красуцька

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

ВПЛИВ ТЕМПЕРАТУРИ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА НА ГЕНЕРАТИВНУ СТРУКТУРУ ГЕМПОПУЛЯЦІЙ ПАРТЕНІТ ТА ЛИЧИНОК ТРЕМАТОД CERCARIA PUGNAX (DIGENEA: LECITHODENDRIIDAE) МОЛЮСКІВ VIVIPARUS VIVIPARUS (GASTROPODA)

Одним із найістотніших параметрів, що впливає на партеногенетичні стадії та личинки трематод через організм молюска-хазяїна, є температура. Модифікуюча роль температурного чинника істотно зростає у зв'язку з тенденціями глобального

потепління та антропогенного підвищення температури. Серед 6 видів паразитичних трематод, які зустрічаються у моллюсків *Viviparus viviparus* (L.) у басейні р. Дніпро значними показниками інвазії характеризується вид *Cercaria pugnax* LaValette St. George. Питання, яким чином температура впливає на генеративну структуру популяцій партеногенетичних стадій трематод у моллюсках-хазяях залишається до кінця не з'ясованим. Більшість проведених паразитологічних досліджень стосувалися швидкості емісії церкарій трематод за різної температури водного середовища, що лише опосередковано свідчить про ступінь зрілості партеніт.

Об'єктом дослідження були моллюски *Viviparus viviparus* L., відібрані у затоці р. Дніпра – Собаче Гирло та оз. Бабіне (протягом 2006–2016 рр.). В експерименті було досліджено близько 1 тис. екз. моллюсків. Тривалість досліду із підвищенням температури становила 25 діб (період акліматизації – 14 діб). Після закінчення досліду моллюсків зважували та піддавали повному паразитологічному розтину з метою встановлення показників інвазії та видового складу трематод.

Розвиток церкарій в середовищі однієї спороцисти є неоднорідним (Гинесинская, 1968). Про ступінь зрілості партеніт та личинок трематод, а отже і про стан геміпопуляції партеніт та личинок *C. pugnax*, крім лінійних їх розмірів можуть свідчити деякі зовнішні ознаки церкарій в тілі та поза тілом спороцист (Левакин, 2007). На основі таких ознак нами було поділено партеніт та личинок трематод за ступенем зрілості на декілька градацій, які, на нашу думку, відображають генеративну структуру геміпопуляцій під впливом різної температури водного середовища:

1 група – «нерозвинені спороцисти та церкарії *C. pugnax*» (сюди входять спороцисти, в тілі яких виявлені церкарії у вигляді зародків без чітко сформованого хвоста та стилета, в полі зору церкарій поза спороцистами не виявлено);

2 група – «недорозвинені спороцисти та церкарії *C. pugnax*» (в цю групу входять спороцисти з нерухомими церкаріями, тіло яких має видимий хвіст);

3 група – це «розвинені спороцисти та церкарії *C. pugnax*». В третю групу входять моллюски інвазовані спороцистами в тілі яких виявлено:

3.1. хоча б одну рухому церкарію, решта вмісту може бути у вигляді не рухомих церкарій, тіло яких має сформований хвіст, черевну та ротову присоску, стилет;

3.2. хоча б одну рухому церкарію, решта вмісту спороцисти – відсутня, за наявності в полі зору активних церкарій;

3.3. вміст спороцист складає 2-3 рухливі церкарії, в полі зору спостерігаємо багато активних церкарій, які щойно вийшли з тіла спороцисти;

4 група – «інактивовані під впливом температури спороцисти та церкарії *C. pugnax*», вміст яких гомогенний при наявності в полі зору окремо частин тіла церкарій: тіло церкарій без диференціювання ротової й черевної присоски та хвоста.

На основі наших спостережень в літній період було виявлено, що за різної температури водного середовища структура генеративних геміпопуляцій партеніт та личинок *C. pugnax* мала наступні особливості:

1) зменшення частки «нерозвинених спороцист» у температурних варіантах (Т-варіанти): 25,7, 26,4, 27,8°C в середньому на 43,0±17,5 % порівняно з контролем (21,0°C);

2) більша частка «недорозвинених спороцист» у Т-варіантах 25,7, 27,8, 29,9°C в середньому на 130,1±43,5% у порівнянні з контролем;

3) максимальна частка «розвинених спороцист» при 26,4°C;

4) поява четвертої групи спороцист (інактивованих) за впливу 29,9°C.

Отримані результати досліджень за літній період показали, що оптимальною температурою для розвитку партеніт та личинок трематоди *C. pugnax*, а отже і для реалізації життєвої програми цього виду паразита, є 26,4°C. За цієї температури водного середовища ми спостерігали максимальну частку моллюсків інвазованих спороцистами з активними церкаріями, а саме: в 10,5 разів більшою порівняно з

контролем (21°C). Тоді як за 27,8°C всі групи зрілості (крім «інактивованих під впливом температури») були представлені відносно рівномірними частками: в середньому 33,3±6,7%, при цьому частка «розвинених партеніт та личинок трематод» була меншою в 1,9 разів у порівнянні з 26,4°C. Менша частка «розвинених спороцист та церкарій *S. rignaux*» компенсувалася за рахунок більшої частки «недорозвинених»: при 27,8°C друга група була більшою в 6,4 рази чим аналогічна за 26,4°C. Відсутність «розвинених спороцист та церкарій» і наявність «інактивованих» при 29,9°C свідчить про негативний вплив високої температури водного середовища на розвиток та життєздатність партеніт та личинок цього виду трематод.

За осінній період найбільша частка моллюсків інвазованих «розвиненими спороцистами» трематод *S. rignaux* була в 2,2 рази більшою при 26°C (54,5%) у порівнянні з контролем (24,7% при 21°C). Восени при 30°C, як і в літній період, виявлені моллюски заражені спороцистами четвертої групи (інактивованими).

Отримані результати досліджень генеративної структури геміпопуляцій спороцист та церкарій *S. rignaux* під впливом різної температури водного середовища підтверджують висновки зроблені нами раніше на основі морфометричних даних партеніт та личинок цього виду трематоди (Красуцька Н.О., 2016), згідно яких за літньо-осінній період 26° C є оптимальною температурою водного середовища для реалізації циклу розвитку *S. rignaux* в моллюску *V. viviparus*.

О.М. Маренков

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

ПРОМИСЛОВЕ ОСВОЄННЯ СОНЯЧНОГО ОКУНЯ *LEPOMIS GIBBOSUS* (LINNAEUS, 1758) В ЗАПОРІЗЬКОМУ (ДНІПРОВСЬКОМУ) ВОДОСХОВИЩІ

Сонячний окунь *Lepomis gibbosus* (Linnaeus, 1758) – представник американського фауністичного комплексу, відноситься до родини Центрархові (*Centrarchidae*) ряду Окунеподібні (*Perciformes*). Природний ареал сонячної риби – прісні водойми Північної Америки від Великих озер до Флориди (Щербуха, 1982). У Запорізькому (Дніпровському) водосховищі сонячний окунь відомий як вид-вселенець. На сьогоднішній день цей вид добре акліматизувався та широко поширив свій ареал існування у водоймах Дніпропетровської області. Оскільки цей інтродуцент є хижаком, він потенційно може завдати шкоди аборигенним видам риб, тому що він живиться безхребетними, а іноді ікрою та молоддю риб.

Відбір іхтіологічних проб проводився протягом 2010–2016 рр. під час науково-дослідних та контрольних ловів на акваторії Запорізького (Дніпровського) водосховища. Вилов риби проводили на чотирьох контрольно-спостережних пунктах, які розташовані у Самарській затоці (с. Одиноківка, с. Новоселівка), середній (с. Старі Кодаки) та нижній частині водосховища (с. Військове). Науково-дослідні лови здійснювали на підставі дозволів на спеціальне використання водних біоресурсів. Вилов сонячного окуня здійснювали стандартними дрібновічковими сітками та мальковою волокушею згідно класичних іхтіологічних методик відповідно до діючого законодавства. Біологічний аналіз риб проводився згідно класичних методик в іхтіології (Правдин, 1966; Методические рекомендации..., 1984). Молодь риб відловлювали в третій декаді липня – першій декаді серпня на мілководдях за стандартними контрольними точками на акваторії Запорізького водосховища. Малькові облови проводилися 10-метровою мальковою тканкою висотою 1 м, яка виготовлена з млинового газу № 7 та мальковою

волокушею з капронової делі з розміром вічка 4 мм. За відносну чисельність молоді приймалась кількість цьоголіток на 100 м² площі облову

Відмічається збільшення чисельності сонячного окуня, який часто потрапляє до промислових знарядь лову, фіксувався під час проведення науково-дослідних робіт та ловиться рибалками-аматорами. Якщо у 2011 році фіксувалися поодинокі випадки вилову сонячного окуня, то у 2012–2013 рр. знайдені локальні ареали існування окуня у Запорізькому (Дніпровському) водосховищі та його притоках, при цьому чисельність цьоголіток даного виду сягнула 0,03 екз./100 м² у Самарській затоці та 1,6 екз./100 м² у Запорізькому (Дніпровському) водосховищі.

Відповідно збільшилася кількість дволіток, так у Запорізькому (Дніпровському) водосховищі у 2013 році кількість дволіток на 100 м² мілководних ділянок водойми була майже вдвічі більшою за показник 2012 року і складала 0,93 екз./100 м². Сумарна біомаса молоді сонячного окуня (цьоголітки+дволітки) у 2013 році в літоральних ділянках Запорізького (Дніпровського) водосховища сягнула 8,74 г/100 м², що майже на 63,3 % більше, ніж показник 2012 року.

В 2014 році чисельність цьоголіток сонячного окуня на дослідних станціях сягнула 1,8 екз./100 м² в Самарській затоці та 1,5 екз./100 м² у водосховищі. Вже в 2015 році в Самарській затоці відмічалось значне підвищення чисельності цьоголіток сонячного окуня – до 2,7 екз./100 м².

На сьогоднішній день досить важко прогнозувати чисельність сонячного окуня Запорізькому (Дніпровському) водосховищі, але судячи з того, що даний вид добре пристосувався до умов навколишнього середовища регіону та з великою швидкістю освоює водойми Дніпропетровської області, то його чисельність підвищується. Зростання чисельності засвідчується тим, що при проведенні наукових контрольних ловів у травні 2012 року на Самарській затоці неподалік с. Одинківка, сонячний окунь поодинокі зустрічався у таких знаряддях лову, як зяброві сітки з кроком вічка 30–32 мм. А вже в 2016 році при проведенні робіт на контрольно-спостережному пункті на акваторії Самарської затоки в с. Новоселівка з 10.06.2016 року по 30.06.2016 року під час аналізу промислових уловів зі ставних сіток з кроком вічка а=30 мм вилучалося від 20 до 200 кг сонячного окуня щоденно.

Даний вид не має промислового значення, але постає питання щодо оприбуткування даного виду на рибоприймальних пунктах та розгляд його як частикового виду в промислі на акваторії Запорізького (Дніпровського) водосховища. Рекомендується дозволити вилов сонячного окуня без лімітування та прогнозування. Результати досліджень лягли в основу регламентаційних документів щодо порядку промислового рибальства у Запорізькому (Дніпровському) водосховищі на 2017 рік, зокрема проекту «Лімітів та прогнозів допустимого спеціального використання водних біоресурсів загальнодержавного значення у дніпровських водосховищах у 2017 р.».

В. М. Марценюк

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

ЖИТТЄСТІЙКІСТЬ ОКУНЯ РІЧКОВОГО ЗА ДІЇ ПІДВИЩЕННЯ ТЕМПЕРАТУРИ ВОДИ

В останні десятиліття тенденція до глобального потепління клімату призводить до суттєвих змін у складі населення прісноводних екосистем. Спостерігаються кількісні

і якісні зміни видового різноманіття, відмічено появу чужорідних видів у зонах, де їх поширення раніше не спостерігалось (Голованов В.К та ін., 2013). Серед чинників навколишнього середовища, дії яких гідробіонти піддаються протягом всього життя, температура має найбільше значення. Вона є визначальною при дослідженні основних показників життєдіяльності риб, а також має безпосередній вплив на їх поведінку. Виступаючи лімітуючим чинником, температура визначає географічне поширення виду та його окремих популяцій (Ляпкін В.В., 1990).

Весь температурний діапазон існування прісноводних риб (від 2 до 45°C) ділиться на інтервали, які характеризують верхні і нижні границі життєдіяльності (песимум) та оптимальну зону функціонування (оптимум). Дія температурного чинника в різних областях діапазону проявляється в різній мірі.

Летальна температура (ЛТ) – одна із найважливіших характеристик функціонування риб. Водночас верхнє граничне значення ЛТ, як правило, є більш критичним, ніж нижнє, тому вивчення впливу високих температур, зокрема значення ВЛТ, вкрай важливо (Смирнов А.К., 2004).

Виходячи із цього, метою роботи було визначення рівня резистентності дворічок окуня річкового (*Perca fluviatilis* L.) до дії підвищених температур, встановлення значень ЛТ, а також рівня смертності цього виду при добових коливаннях температури.

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 75 л, 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 температур відповідно – 24°C (контрольне значення), 26°C, 28°C, 32°C та максимальної температури 34°C, а на ніч нагрівачі вимикались, що створювало середнє коливання температури у кожному акваріумі протягом природного фотоперіоду відповідно – 1°C, 2°C, 4°C, 6°C та 7–8°C ; вміст O₂ підтримувався в межах 5,5±0,9 мг/дм³ (з підвищенням температури вміст кисню у воді дещо знижувався), рН води – 7,0±0,2. Період аклімації риб становив 14 діб, що є достатнім для формування адаптивної відповіді на дію стрес-фактору. Риб під час експерименту годували молоддю чебачка амурського та рухомими лялечками комарів.

Протягом зазначеного періоду фіксувалися перепади температур у кожному дослідному акваріумі, час та кількість загиблих особин при певній конкретній температурі, а також поведінку риб від першого дня аклімації при поступовому піднятті температури вдень.

Для обчислення смертності використовували пробіт-аналіз, при цьому, відсоток смертності переводили у пробіти, а значення температур – в їхній натуральний логарифм. За цими величинами, за допомогою програми Statistica 6.0. побудували графік, з якого за логарифмом температури до пробіту (відсотка смертності) визначали летальну температуру для визначеного нами періоду. Аналізували LT50 та LT99.

Також, для визначення відсотка смертності на кожен конкретний день періоду для кожної температури використовували програму Excel із пакета Microsoft Office.

Вважається, що окунь є екологічно полівалентним видом риб. Це підтверджується широким рівнем токсикорезистентних можливостей стосовно дії на організм токсикантів різної природи (Причепя М.В., 2016). Проте, до підвищення температури води цей вид є доволі чутливим. Уже на 2 добу експозиції спостерігалась загибель однієї особини при температурі 32°C, що становить 16% від загальної кількості риб. Середньодобове коливання температури на цей період становило 8°C. На 3 добу аклімації смертність при температурах 28°C, 32°C та 34°C становила відповідно - 14,3%, 16,7% та 33,3%. 4-та доба експозиції характеризується тим, що при температурі води 28°C рівень смертності становив 28,6%, а при температурах 32°C та 34°C – 50% в обох серіях. Перед загибеллю у риб спостерігалось порушення координації

(перевертання на бік), а також збільшення інтенсивності рухів зябрових кришок. Із 7 по 9-ту добу акламації смертність при температурі 28°C трималася рівня 42,8%, а з 11 доби по 14-ту включно становила 57,1%. При 32°C рівень смертності залишився на рівні 50%, а при 34°C на 9 добу аклімації сягнула позначки 100%. У контрольному акваріумі, а також у акваріумі із температурою 26°C смертності не спостерігалось.

Відповідно результатам пробіт-аналізу, можна стверджувати, що смертність 10% окуня спостерігається при коливальному режимі температури 27°C, 50% – 30°C, 90% – 34°C, а 99% – 37°C. Це свідчить, що високий рівень смертності відмічається в досить вузькому діапазоні температури.

Таким чином, на підставі отриманих даних можливо спрогнозувати наслідки для популяції окуня річкового при подальшому піднятті температури води у мілководних природних водоймах.

І. С. Марченко

*Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна
e-mail: irro4ka90@mail.ru*

САПРОБІОЛОГІЧНА ОЦІНКА САСИЦЬКОГО ВОДОСХОВИЩА ЗА ІНДИКАТОРНИМИ ВИДАМИ ЗООПЛАНКТОНУ

Створене на місці бывшего прісноводного лиману Сасицьке водосховище існує вже майже сорок років. Питання якості його вод та стану екосистеми, можливості використання в господарських цілях та рекреації в теперішньому умовно прісному стані чи руйнація дамби, повернення до первісної морської водойми – викликає жваві дискусії. Зміни структурно-функціональних характеристик зоопланктону, одного з провідних гідробіологічних угруповань, широко використовуються в моніторингових спостереженнях водних екосистем. Враховуючи, що доволі докладні дослідження зоопланктону водосховища проводились від початку його створення, метою роботи було визначення сапробності вод Сасицького водосховища у сучасний період та проведення порівняльного аналізу з результатами аналогічних досліджень попередніх років.

Матеріалом слугував зоопланктон відібраний посезонно (весна, літо, осінь) впродовж 2008–2010 років, восени 2013 р. та навесні 2014 р. Загалом у роботі використано 88 проб зібраних на чистоводді прибережних ділянок уздовж берегової лінії водосховища. Відбір і аналіз матеріалу проводився за допомогою загальноприйнятих методик (Методи..., 2006). Індекс сапробності розрахований за методом Пантле і Бук (Методи биологического анализа вод, 1976).

Загалом за період досліджень нами було зареєстровано 31 вид зоопланктону з яких 26 індикаторних видів (коловерток – 10, гіллястовусих – 7 і веслоногих ракоподібних – 9). Серед індикаторів: олігосапробів – 7, оліго-β-мезосапробів – 3, β-мезо-олігосапробів – 4, β-мезосапробів – 6, β-α-мезосапробів – 3, α-мезо-полісапробів – 1, α-мезосапробів.

Зміни індексу сапробності по акваторії водосховища зафіксовані у діапазоні від мінімальних значень $S=1,06$ восени 2008 року у південно-східній частині (станція НСО–1) до максимальних $S=2,20$ восени 2009 року у північно-західній акваторії (с. Борисівка). Річна та сезонна динаміка індексу сапробності за усередненими даними представлені на рисунку. В багаторічному плані зміни індексу сапробності зафіксовані від $S=1,44$ (2013 рік) до 1,91 (у 2009 році), тобто цілком уклалися в інтервал значень оліго-β-мезосапробної зони, що свідчить про порівняно низький вміст органічної речовини, що розкладається.

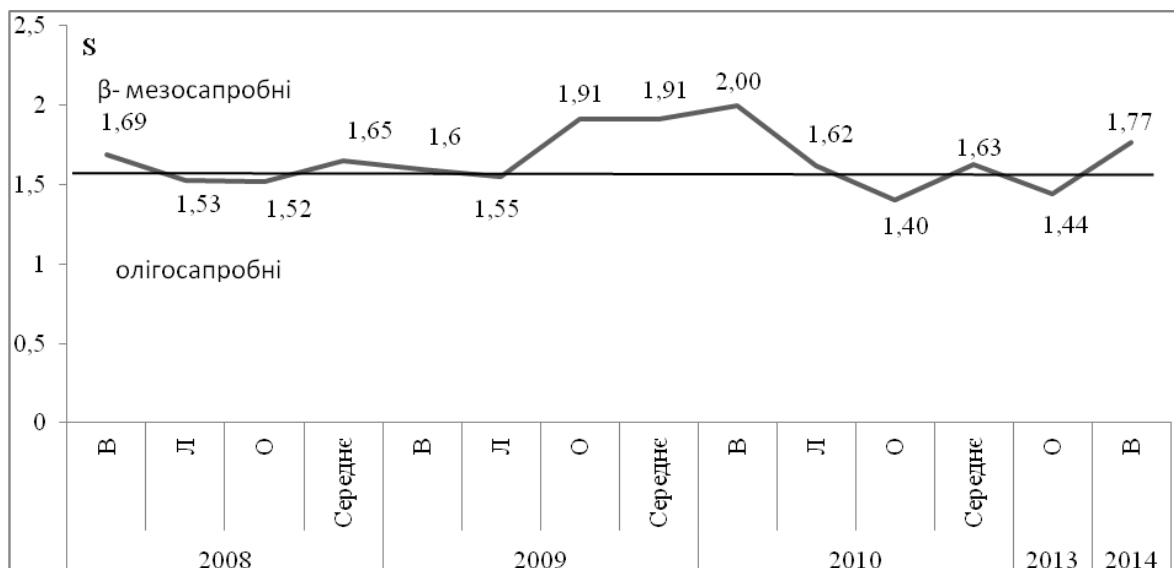


Рис. 1. Річна та сезонна динаміка індексу сапробності Сасицького водосховища; в – весна, л – літо, о – осінь.

В перші роки існування водосховища сапробність змінювалася від α -мезосапробних до олігосапробних– β -мезосапробних вод (Парчук...1985); до середини 80-х років спостерігалися періодичні спалахи розвитку гіллястовусих рачків *Daphnia magna*, вірогідно за рахунок надходження великої кількості органічних речовин з решток лиманної фауни, що й визначало максимальні показники сапробності. За період наших чотирирічних досліджень значення індексу сапробності не перевищувало межі β -мезосапробних вод. У водосховищі найбільшого розвитку за чисельністю набували види з невисокими показниками індивідуальної сапробності (коловертки (*Brachionus diversicornis* (Daday, 1883), *Keratella quadrata* (Müller, 1786), веслоногий рачок (*Eudiaptomus graciloides* (Lilljeborg, 1888))). Таким чином, отримані результати, на нашу думку, свідчать про певне поліпшення якості вод за показником сапробності, зменшення забруднення водойми органічними речовинами.

Д. В. Медовник, М. В. Причепя

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

ЯКІСНИЙ І КІЛЬКІСНИЙ СКЛАД ІХТІОФАУНИ РІЧОК ЛИБІДЬ, НИВКА ТА СИРЕЦЬ (м. КИЇВ)

Малі річки Либідь, Нивка та Сирець, що протікають територією м. Київ, зазнають антропогенного навантаження внаслідок будівництва гідротехнічних споруд та надходження стічних вод, забруднених токсикантами. Так, русло р. Либідь каналізоване на 95% протяжності, р. Сирець – на 60%, р. Нивка – на 47,5% (Стецюк, Романчук та ін., 2003). На рр. Сирець та Нивка наявні штучні бетонні пороги, переважно у верхній та середній течії. Крім того, на р. Нивка споруджено понад 20 руслових ставків з греблями, переважно у середній та нижній течії, через які 42% протяжності русла знаходяться у підпорі (Стецюк, Романчук та ін., 2003). Що стосується еколого-токсикологічного стану цих річок, серед основних забруднюючих речовин, що до них надходять, можна виділити нафтопродукти, важкі метали та біогенні елементи. Річки Либідь та Сирець були визначені як одні з найбільш

забруднених водотоків м. Київ (Арсан, Ситник, 2001). Згідно наших досліджень, присвячених особливостям формування іхтіофауни малих річок м. Київ, у всіх трьох зазначених річках були виявлені представники іхтіофауни.

Завданням даного дослідження було встановлення якісного та кількісного складу іхтіофауни вищезгаданих річок і представленості у ній різних екологічних груп з метою з'ясування особливостей зміни цих показників в залежності від характеру наявних антропогенних порушень. Для цього за період 2010-2016 рр. було виловлено 316 екземплярів риб у р. Либідь, 1981 – у р. Нивка та 373 – у р. Сирець. Визначення видової приналежності виконано за (Мовчан, 2011). Всього під час досліджень на вищезазначених річках зареєстровано 18 видів риб, що належать до 6 родин.

У р. Либідь було виявлено 13 видів риб: ялець звичайний (*Leuciscus leuciscus* (L.), 1758) – 0,95% загальної чисельності, головень європейський (*Squalius cephalus* (L.), 1758) – 4,11%, в'язь звичайний (*Idus idus* (L.), 1758) – 22,78%, плітка звичайна (*Rutilus rutilus* (L.), 1758) – 5,06%, верховодка звичайна (*Alburnus alburnus* (L.), 1758) – 37,03%, плоскирка європейська (*Blicca bjoerkna* (L.), 1758) – 0,32%, чебачок амурський (*Pseudorasbora parva* (Temminck et Schlegel), 1846) – 0,32%, пічкур звичайний (*Gobio gobio* (L.), 1758) – 8,86%, білоперий пічкур дніпровський (*Romanogobio belingi* (Slastenenko), 1934) – 0,32%, карась сріблястий (*Carassius gibelio* (Bloch), 1782) – 6,33%, щипавка звичайна (*Cobitis taenia* L., 1758) – 1,90%, триголкова колючка звичайна (*Gasterosteus aculeatus* L., 1758) – 0,32% та окунь звичайний (*Perca fluviatilis* L., 1758) – 11,71%.

У складі іхтіофауни р. Сирець відмічено 10 видів риб: в'язь звичайний (*I. idus*) – 7,24% загальної чисельності, плітка звичайна (*R. rutilus*) – 1,88%, краснопірка звичайна (*Scardinius erythrophthalmus* (L.), 1758) – 1,61%, верховодка звичайна (*A. alburnus*) – 49,06%, верховка звичайна (*Leucaspius delineatus* (Heckel), 1843) – 3,22%, пічкур звичайний (*G. gobio*) – 3,75%, карась сріблястий (*C. gibelio*) – 8,85%, триголкова колючка звичайна (*G. aculeatus*) – 23,59%, окунь звичайний (*P. fluviatilis*) – 0,27% та бичок-пісочник (*Neogobius fluviatilis* (Pallas), 1814) – 0,54%.

У р. Нивка зареєстровано 9 видів риб: краснопірка звичайна (*S. erythrophthalmus*) – 0,15%, верховка звичайна (*L. delineatus*) – 0,15%, гірчак європейський (*Rhodeus amarus* (Bloch), 1782) – 0,05%, чебачок амурський (*P. parva*) – 44,32%, пічкур звичайний (*G. gobio*) – 31,50%, карась сріблястий (*C. gibelio*) – 23,27%, триголкова колючка звичайна (*G. aculeatus*) – 0,35%, окунь звичайний (*P. fluviatilis* L.) – 0,10% та головешка ротань (*Percottus glenii* Dybowski, 1877) – 0,10%.

Слід зазначити, що такі види, як ялець, головень, в'язь, плітка, верховодка, плоскирка та бичок-пісочник, спостерігалися лише протягом вегетаційного сезону (квітень-жовтень) та виключно на тих ділянках річок, що знаходяться нижче за штучні пороги та греблі ставків (р. Либідь, нижня течія р. Сирець). Це може свідчити про сезонні міграції зазначених видів риб між малою річкою та водоймою, притокою якої вона є. До домінуючих видів (>10% відносної чисельності) у р. Либідь належали в'язь, верховодка і окунь, а у нижній течії р. Сирець – в'язь і верховодка. Сумарна частка чисельності короткоциклових лімnofільних видів риб на зазначених ділянках не перевищувала 10%. В той же час на ділянках, що знаходяться вище за пороги чи греблі (р. Нивка, середня та верхня течія р. Сирець), були відмічені тривидові домінуючі комплекси «пічкур – карась – колючка» (р. Сирець) та «пічкур – карась – чебачок» (р. Нивка), а реofільна іхтіофауна була представлена лише пічкуром звичайним. Наявність у р. Нивка більшої кількості лімnofільних видів риб, ніж у р. Сирець вище за пороги (відповідно 8 та 2 види), може бути пов'язана зі спорудженням на р. Нивка понад 20 ставків.

Отже, проведені дослідження показали, що представленість різних екологічних груп риб в іхтіофауні малих річок залежить від характеру розташованих на них гідроспоруд. Так, на ділянках річок, що знаходяться нижче за будь-які штучні пороги та греблі, відмічені середньоциклові реofільні види риб, а короткоциклові лімnofільні

та інвазивні види не входили до числа домінуючих. В той же час на ділянках, що знаходяться вище за вказані гідроспороди, до комплексу домінуючих видів риб входили короткоциклові лімнофіли та інвазивні види, а реофільна іхтіофауна була представлена лише одним короткоцикловим видом. Це дозволяє припустити, що фрагментація русла порогами та греблями призвела до порушення міграційних шляхів середньоциклових реофільних та деяких середньоциклових лімнофільних видів риб, а створення загачених ділянок сприяло натуралізації короткоциклових лімнофільних видів, у тому числі інвазивних.

Оцінка дії токсичного забруднення та спорудження каналізаційних колекторів на якісний та кількісний склад іхтіофауни досліджених річок не виявила прямого впливу даних чинників. У р. Либідь, що є найбільш каналізованою серед досліджених річок та однією з найбільш забруднених, наявне найбільше видове різноманіття іхтіофауни у порівнянні з рр. Сирець та Нивка. Крім того, серед досліджених річок їй притаманний найбільший відсоток реофільних та середньоциклових видів риб і найменша відносна чисельність лімнофільних, інвазивних та «смітних» видів, а також присутність реофільного виду, що внесений до Червоної книги України (ялець звичайний). В той же час у р. Нивка, що є найменш каналізованою і забрудненою серед досліджених водотоків, виявлено найменше видове різноманіття риб, відсутність середньоциклових реофільних видів, а також найбільший відсоток лімнофільних, короткоциклових, інвазивних та «смітних» видів та висока відносна чисельність представників зазначених груп. Відмічені структурні особливості можуть свідчити про те, що найбільш порушену іхтіофауну серед досліджених водотоків має р. Нивка, найменш порушену – р. Либідь. Результати спостережень інших дослідників (Кочет, 2010; Сондак, 2013) також вказують, що деградація іхтіофауни малих річок внаслідок антропогенного тиску виражається в першу чергу в переході від аборигенного реофільного іхтіоценозу до лімнофільного зі включенням інвазивних видів.

Таким чином, для малих річок Либідь, Сирець та Нивка гідротехнічні споруди, що здатні порушувати проточність річки та міграційні шляхи риб, виступають одним із провідних чинників, що визначає якісний і кількісний склад іхтіофауни та представленість у ній екологічних груп.

О. Г. Мітюкова¹, П. В. Глуховський²

¹Національний університет «Києво–Могилянська академія», Київ, Україна

²Національний Університет, Лос-Анджелес, США

e-mail: ¹olga_mityukova@mail.ru, ²pglukhovskiy@nu.edu

МОРФОМЕТРІЯ ВОЛОТІ ОЧЕРЕТУ ЗВИЧАЙНОГО З ВОДОЙМ З РІЗНИМ РІВНЕМ ДОЗОВОГО НАВАНТАЖЕННЯ

Радіоекологічна обстановка в Україні після аварій на ЧАЕС потребує систематичного та довготривалого дослідження наслідків йонізуючого випромінювання для біоти, зокрема радіаційних ефектів підвищеного радіаційного фону у представників прісноводної флори, яка є зручним об'єктом для оцінки якості середовища існування завдяки прикріпленому способу життя, широкому розповсюдженню, значенню в екосистемах та розробленості стандартних методів. Крім того, водні екосистеми є кінцевим пунктом на шляху міграції більшості техногенних радіонуклідів, які надходять у навколишнє середовище, тому в разі аварійних скидів та викидів підприємств атомної енергетики саме вони можуть зазнавати інтенсивного радіонуклідного забруднення. Усе вищезгадане визначає актуальність дослідження.

Мета роботи полягає у дослідженні морфометрії репродуктивного органу – волоті, одного з домінуючих видів прісноводних біоценозів – очерету звичайного *Phragmites australis* (Cav.) Trin. Ex Steud у водоймах з різним радіаційним навантаженням на рослини.

Для визначення морфометричних показників волоті очерету звичайного, з водойм м. Києва було зібрано та досліджено 100 волотей очерету звичайного, 50 волотей зібрані на оз. Райдужне, Дніпровського району, 50 – на оз. Вербне, Оболонського району.

З водойм Чорнобильської зони відчуження волоті були відібрані у наступній кількості – оз. Азбучин 13 волотей, Янівський затон 16 волотей, водойма-охолоджувач (ВО) ЧАЕС 9 волотей, , озера Глибоке 20 волотей та Далеке 11 волотей.

Визначали довжину та ширину для кожної волоті. Для того, щоб з'ясувати залежність морфометричних показників очерету звичайного від радіаційного дозового навантаження на рослину, було обчислено середнє арифметичне (M), похибку середнього арифметичного (m), максимальне (Max) та мінімальне (Min) значення ряду, варіаційний розмах (dX), середнє квадратичне відхилення (D), коефіцієнт варіації (V) довжини та ширини. Були також розраховані відношення довжини до ширини, кореляція довжини і ширини.

Середні значення потужності поглинутої дози для рослин літоральної зони полігонних водойм реєструються в діапазоні від 0,3 сГр/рік до 12 сГр/рік. В озерах м. Києва – Вербному та Райдужному, рослини отримують опромінення з потужністю поглиненої дози 0,0003 сГр/рік. Якщо розподілити досліджувані водойми за класифікацією Г.Г. Полікарпова (1998), то озера міста Києва відносять до радіаційно безпечних зон, водойми Янівський затон, ВО ЧАЕС, озера Азбучин та Далеке-1 до зони екологічного та фізіологічного маскування, оз. Глибоке – наближається до зони ураження, де можлива зміна числа видів гідробіонтів та втрата найбільш радіочутливих видів з біоценозу.

Аналіз одержаних даних виявив значне, майже у три рази, зменшення верхнього значення діапазону показників ширини волоті у рослин усіх водойм Чорнобильської зони відчуження у порівнянні з водоймами м. Києва (табл.). В той же час, нижнє значення діапазону відрізнялось не значимо. Найбільша мінливість цього показника притаманна рослинам водойм м. Києва. – мінімальна рослинам оз. Глибоке з – водоймі з найбільшим дозовим навантаженням на рослини.

Таблиця. Морфометричні показників волоті очерету звичайного 2014–2016 рр. вегетації з водойм м. Києва та Чорнобильської зони відчуження

Водойми	Поглинена доза, Гр/рік	Морфометричні показники волоті		Відношення довжини до ширини
		Довжина, M±m	Ширина, M±m	
оз. Вербне	0,00033	32,0±0,2	3,9±0,1	8,0
оз. Райдужне	0,00035	31,4±0,1	5,2±0,1	6,0
ВО ЧАЕС	0,022	24,9±0,1	3,0 ±0,1	8,3
Янівський затон	0,0365	29,0 ±0,3	2,9±0,1	10,0
оз. Азбучин	0,0445	26,2±0,1	2,3±0,1	11,4
оз. Далеке	0,0525	26,5±0,1	2,4±0,1	11,0
оз. Глибоке	0,1195	34,0±0,2	2,1±0,1	15,5
коефіцієнт кореляції		0,26		-0,76
коефіцієнт Пірсона		0,07		0,58

Розміри волоті очерету звичайного водойм ЧЗВ та водойм м. Києва відрізняються як за показником довжини так і за показником ширини. Показник

довжини волотей водойм ЧЗВ нижчий за середнім значенням та нижчий за мінімальними значеннями довжини на 30-50% за подібне у рослин водойм м. Києва.

Показник ширини як за середнім значенням, так і за верхніми значеннями діапазону варіації цього показника менший за аналогічні у рослин водойм м. Києва майже у три рази.

Розрахований показник відношення довжини до ширини виявив значне перевищення цього коефіцієнту для волотей водойм ЧЗВ – майже на 30–50%.

Коефіцієнти варіації досліджених показників вказують на значну мінливість. Мінливість ознаки «ширина» досить висока у волотей рослин усіх досліджуваних водойм. Мінливість ознаки «довжина» – найбільша у водоймах лівобережної частини заплави р. Прип'ять та ВО ЧАЕС.

Коефіцієнт відношення довжини до ширини, відрізняється у волотей водойм м. Києва та водойм ЧЗВ – він менший майже у два рази. Коефіцієнт кореляції поглиненої дози з шириною достовірний та обернений і становить (-0,76). Лінійна кореляція – коефіцієнт Пірсона, від дозового навантаження на рослину спостерігається тільки за шириною волоті та становить 0,58 (див.табл.).

Волоті рослин водойм ЧЗВ за морфометричними показниками відрізняються від волотей очерету звичайного водойм м. Києва. Вони довше та вужче. Волоті рослин водойм лівобережної частини заплави р. Прип'ять мають найбільшу мінливість морфометричних показників.

Таким чином, зареєстровано достовірне зменшення середніх розмірів репродуктивного органу очерета звичайного – волоті, у водоймах з діапазоном поглиненої дози 0,1–1 Гр/рік – що наближено до значень дозового навантаження на біоту в зоні ураження та може призвести до зниження потенційної репродуктивної здатності рослин.

Для визначення змін у репродуктивній здатності рослин, які можуть привести до втрати рослиною домінантного положення в угрупованнях повітряно-водяних рослин літоралі у замкнутих водоймах лівобережної заплави р. Прип'ять потрібні подальші дослідження.

И. А. Морозовская

Институт гидробиологии НАН Украины, Киев, Украина

e-mail: mirisk_a@bigmir.net

ФОРМИРОВАНИЕ СООБЩЕСТВ ДРЕЙССЕНЫ И МШАНКИ НА ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНЫХ СУБСТРАТАХ В ПЕРИФИТОНЕ КАНЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Мшанки (Bryozoa) и моллюски дрейссениды (Dreissenidae) являются важными компонентами перифитона, они выступают в качестве эдификаторов, формируют сообщества консортивного типа. Для изучения особенностей формирования сообществ перифитона Каневского водохранилища нами был применен метод экспериментальных субстратов (Протасов, 1994). Этот метод позволяет проследить, как именно происходит обрастание субстратов беспозвоночными организмами перифитона, в частности прикрепленными моллюсками и мшанками.

Целью данной работы было: изучить особенности формирования сообществ с различными доминирующими формами и видами в перифитоне водохранилища.

Исследования проводили в 2014 г. и 2015 г. на Каневском водохранилище в районе Жукова острова. Экспериментальные субстраты из винипласта площадью

0,0035–0,005 м² были выставлены 25.03.2014 г. и 6.05.2015 г. В 2014 г. отбор проб проводился на 57, 94, 129 и 228 сутки, в 2015 г. – на 55, 184 сутки.

В 2014 г. при экспозиции 57 суток (отбор проводили 21.05.2014) обрастание было незначительным. Всего выявлено 7 НОТ беспозвоночных. Не было отмечено прикрепленных форм. Общая численность составляла 11250 экз/м², биомасса – 4,58 г/м². По численности доминировали олигохеты (44%) и гидры (36%), по биомассе – личинки ручейников (30%) и гидры (26%).

При следующей экспозиции (94 суток, 27.06.2014) картина существенно изменилась: увеличилось таксономическое богатство (до 12 НОТ), на субстратах появилась мшанка, представленная двумя видами *Hyalinella punctata* Jullien и *Plumatella fungosa* Pallas, из которых по биомассе доминировал последний – 66,9 г/м² (59,6%). Биомасса *H. punctata* была незначительной – 0,1 г/м² (0,1% от общей). Дрейссена была представлена двумя видами, из которых преобладала *Dreissena bugensis* Andr., как по численности, так и по биомассе (67,5% и 34,1% от общей численности и биомассы). Общая численность за период этой экспозиции возросла в 4 раза и составила – 52250 экз/м², биомасса – в 24 раза (112,29 г/м²).

Следующая съемка субстратов была проведена 1.08.2014 г., экспозиция составила 129 суток. Всего обнаружено 10 НОТ беспозвоночных. Общий габитус обрастания определяли колонии мшанки *P. fungosa*, которая доминировала по биомассе – (98,6% от общей). Дрейссениды двух видов встречались, в сходном распределении по численности (7,7–8,2% от общей), однако по биомассе преобладала *Dreissena polymorpha* Pall. – 17,24 г/м² (биомасса *D. bugensis* была 5,74 г/м²). По численности доминировали хирономиды (47,5% от общей), на втором месте были олигохеты (28,4% от общей). По сравнению с предыдущей съемкой общая численность снизилась и составила 22875 экз/м², а общая биомасса увеличилась (3448,07 г/м²).

Последняя съемка была проведена 7.11.2014 г., экспозиция составила 228 суток. Обнаружено 11 НОТ. Произошла смена доминанта. Общий габитус обрастания определяла дрейссена, мощные колонии мшанки в основном отмерли еще в летний период (по результатам осмотров стендов), их фрагменты в виде темных комков в некоторых местах остались на субстрате. Общая численность составила 15416 экз/м², общая биомасса – 1055,64 г/м². По биомассе преобладали *D. polymorpha* (92,9% от общей), по численности – Chironomidae (24,9%), *D. polymorpha* – (20,0%), Hydra – (9,2%). *D. bugensis* по численности и по биомассе была незначительной. Мшанка не была обнаружена.

В 2015 г. на 55 сутки экспозиции (отбор проводили 30.06.2015 г.) обрастание экспериментальных субстратов состояло в основном из дрейссены двух видов. Также были отмечены губка, гаммариды, хирономиды, олигохеты (всего 8 НОТ в сообществе). По биомассе преобладала *D. bugensis* (46,8% от общей), а по численности велигеры дрейссены (56,8% от общей). Количественные показатели *D. polymorpha* были ниже: 2,51 г/м² (25,8%) и 1000 экз/м² (5,4%). Общая численность составила 18500 экз/м², общая биомасса – 9,72 г/м². В летний период (наблюдение и фото были проведены 5.08.2015) также как и в предыдущий год были зафиксированы большие колонии мшанки (отбор проб в августе не проводили).

На 184 сутки (6.11.2015 г.) общий габитус обрастания определяла дрейссена двух видов. Всего в сообществе было отмечено 12 НОТ беспозвоночных. Количественно преобладала *D. polymorpha* – 78,8% от общей биомассы (2256,55 г/м²) и 35,4% общей численности (41000 экз/м²). В качестве субдоминанта по численности выступали Naididae sp. (32,3% от общей). Общая численность составляла 41000 экз/м², общая биомасса – 2256,55 г/м². Следует отметить, что на субстратах в небольшом количестве были обнаружены также губка и мшанка (*P. fungosa* и *H. punctata*).

Таким образом, в осенний период 2014 г., когда уже произошло отмирание мшанки, формировалось сообщество с преобладанием *D. polymorpha*. В 2015 г. в летний период в перифитоне на экспериментальных субстратах формировалось

сообщество с доминированием *D. bugensis*, а в осенний – *D. polymorpha*. Мшанка в незначительном количестве была отмечена только в ноябре.

Исследования зооперифитона в 2014 и 2015 гг. показали существенное изменение состава доминантов в водохранилище. Так, по нашим данным (Протасов и др., 2015), а также по данным прошлых лет исследования (Протасов, 1994) эдифицирующей формой в перифитоне были именно дрейссениды весь летний и осенний период. Сообщества с доминированием мшанки были характерны только для зон влияния подогретых сбросов, на Каневском водохранилище в районе Трипольской ГРЭС. На Хмельницкой АЭС (Протасов и др., 2011) нами наблюдалась ситуация, сходная с Каневским водохранилищем. Здесь в летний период формировалось сообщество с видом-эдификатором – губкой, в котором в осенний период происходила смена доминанта на дрейссену, в связи с отмиранием колоний губки. Определенное сходство между мшанкой и губкой состоит в том, что они играют сходную роль в системе биоценологических связей, в частности – топических. Колонии мшанок и губок, активно развиваясь на субстрате, препятствуют поселению других организмов как собственно на субстрате, так и на поверхности колоний. И только с их отмиранием на субстратах происходит поселение и развитие других организмов перифитона.

Таким образом, наши данные показали, что в условиях водохранилища, возможно, при возрастании летних температур, формируется уникальное сообщество консортивного типа с 4-мя доминирующими и, вероятнее всего, двумя эдифицирующими видами.

Т. О. Мусій

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

ОСОБЛИВОСТІ РОСТУ ДЕЯКИХ ЗЕЛЕНИХ ВОДРОСТЕЙ У ЗМІШАНИХ КУЛЬТУРАХ

Моделлю природного альгоугруповання у першому наближенні може бути змішана культура водоростей. Штучні альгоугруповання (змішані культури) дають можливість детально вивчати міжвидові взаємовідносини водоростей і особливості їхнього функціонування у присутності інших видів. Найперше в подібних дослідженнях необхідно порівняти інтенсивність росту водоростей у монокультурах та в умовах спільного вирощування, оскільки порушення ростових процесів може супроводжуватись значними змінами метаболічних процесів і, як наслідок, біохімічного складу водоростей (Кирпенко, 2013).

Метою цієї роботи було дослідження інтенсивності росту низки зелених водоростей у змішаних культурах порівняно з монокультурами.

Матеріали і методи. Дослідження проводили на культурах 12 видів зелених мікроводоростей: *Acutodesmus acuminatus* (Lagerh.) Hegew. P. Tsarenko IBASU-A 245, *A. dimorphus* (Turpin) P. Tsarenko IBASU-A 251, *A. obliquus* (Turpin) P. Tsarenko HPDP 139, *Desmodesmus armatus* (Chodat) E. Hegew. HPDP 101, *D. brasiliensis* (Bohlin) E. Hegew. IBASU-A 273, *D. communis* (E. Hegew.) E. Hegew. HPDP 109, *D. subspicatus* (Chodat) E. Hegew. et A. Schmidt IBASU-A 302, *Scenedesmus ellipticus* Corda IBASU-A 272, *Sc. obtusus* Meyen IBASU-A 308, *Monoraphidium contortum* (Thur.) Komárek-Legn. HPDP 105, *Selenastrum gracile* Reinsch IBASU-A 317 и *Tetraedron caudatum* (Corda) Hansg HPDP 116. Водорості вирощували на середовищі Фітцджеральда у модифікації Цендера й Горема при інтенсивності освітлення 2,5 клк та чергуванні світлового і темного періодів 16:8. На свіже живильне середовище одночасно сіяли монокультури

водоростей та змішані двовидові культури, в які вносили половинну кількість інокуляту кожного виду для зрівнювання щільності культур, що необхідно для досягнення однакових умов живлення та освітлення. В процесі вирощування підраховували кількість клітин кожного окремого виду водоростей у світловому мікроскопі «Биолам» та обчислювали відносну швидкість росту й коефіцієнти приросту чисельності за певний проміжок часу.

Одержані результати та їх обговорення. Динаміка чисельності клітин у змішаних культурах зелених водоростей свідчить, що інтенсивність їх росту відрізняється порівняно з ростом у монокультурах, але ступінь змін суттєво залежить від задіяних видів. Неоднозначність реакції водоростей на присутність інших видів наочно демонструють показники збільшення чисельності клітин *Selenastrum gracile* у змішаних культурах з низкою інших зелених водоростей (таблиця).

Таблиця. Коефіцієнти приросту чисельності *Selenastrum gracile* у змішаних культурах з іншими зеленими водоростями

Тривалість вирощування, днів	У монокультурі	У змішаних культурах з:				
		<i>A. dimorphus</i>	<i>D. armatus</i>	<i>D. communis</i>	<i>Sc. ellipticus</i>	<i>Sc. obtusus</i>
7	1,54	2,62	1,27	0,88	0,92	1,17
14	2,01	3,83	1,35	0,75	1,66	1,80
21	3,54	4,20	2,21	1,04	1,74	2,22

Згідно з одержаними результатами, *A. dimorphus* впливав на *S. gracile* позитивно, збільшуючи приріст останнього протягом всього терміну культивування. Водночас представники р. *Desmodesmus* та р. *Scenedesmus* викликали помітне гальмування росту *S. gracile*. Особливо сильне пригнічення *S. gracile* відчував за присутності *D. communis*.

Значне пригнічення росту спостерігалось також для *Sc. obtusus* під впливом *D. communis*, *A. dimorphus* та *D. communis* під впливом *S. gracile*, *D. subspicatus* під впливом *Ac. acuminatus* та ін. Слід відзначити, що вагомої стимуляції росту водоростей у змішаних культурах не відмічено.

Таким чином, присутність у середовищі існування водоростей інших їх видів помітно відображається на інтенсивності їхніх ростових процесів. У змішаних культурах рідше спостерігаються індиферентні взаємовідносини або стимуляція росту водоростей, частіше фіксується пригнічення різного ступеню й тривалості.

М. В. Набокін

Нижньодністровський національний природний парк, Одеса, Україна
e-mail: miobiusa@lenta.ru

ЗООПЛАНКТОН ДЕЛЬТИ ДНІСТРА

Дослідження різноманіття та біомаси зоопланктону дельти Дністра мають велике значення для розуміння особливостей функціонування водних екосистем різних природно-територіальних комплексів. Зоопланктон є важливою ланкою харчового ланцюга. Зоопланктоном харчується молодь практично всіх видів риб, дорослі риби-фільтратори, а також деякі бентосні та пелагічні організми, що згодом використовуються рибою в їжу. Тривалий час регулярні дослідження з чисельності, біорізноманіття та біомаси зоопланктону у дельті Дністра не проводилися, тому,

незважаючи на зростання інтересу до цього питання в останні роки (Бушуев, 2011), на жаль, ми не маємо повного обсягу даних і сьогодні.

За період з березня до серпня 2016 року загалом було проведено дев'ять зоопланктонних зйомок у чотирьох різних точках, розташованих у дельті Дністра від озера Білого до північного берега Дністровського лиману. Відбір проб здійснювався шляхом проціджування відомого об'єму води (100 л) через сітку Апштейна (газ №74) з подальшою фіксацією 4% розчином формаліну. Проби оброблялися на бінокулярі МБС-1. Біомаса визначалась за допомогою таблиць середньої ваги (Морухай-Болтовской, 1954).

Найбільшої чисельності та біомаси за розглянутий період зоопланктон досягнув наприкінці квітня, та склав 248 тис. екз./м³ і 6 182 мг/м³. Більшою частиною завдяки копеподам. В інший час ці показники коливались від 4 200 екз./м³ та 52 мг/м³ у березні до 56 620 екз./м³ та 707 мг/м³ у липні.

В процесі обробки проб у різних точках та у різні періоди 14 організмів було розпізнано до виду. Коловертки були представлені 4 родами та 8 видами (*Asplanchna priodonta*, *Brachionus angularis*, *B. caliciforus*, *B. diversicornes*, *B. plicatilis*, *B. quadridentalis*, *Filinia longisetta*, *Keratella cochlearis*). Гіллястовусі представлені 4 родами та 5 видами (*Bosmina longirostra*, *Chidorus sphaericus*, *Daphnia cucullata*, *D. longispina*, *Simocephalus vetulus*). Веслоногі по більшості представлені одним видом – *Acanthocyclops vernalis*.

На підставі отриманих даних за методом Пантле-Букка (1955) був розрахований коефіцієнт сапробності *S* для водойм досліджуваної акваторії. У всіх водойм за весь час він коливався в межах 1,81 – 2,24, дозволяючи віднести їх до водойм β-мезосапробної зони (води помірного забруднення). Виняток становили лише проби, відібрані в кінці квітня, для них індекс *S* = 2,91. Такий результат, ймовірно, можна пояснити сезонним спалахом розвитку веслоногих ракоподібних, який короткочасно спотворив результат. На користь цього говорить те, що для проб, узятих в середині травня, коефіцієнт сапробності склав 1,81.

I. М. Незбрицька

Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна
e-mail: inna.nezbrytska@mail.ru

ВПЛИВ ОКРЕМИХ АБІОТИЧНИХ ЧИННИКІВ ТА ЇХ СУМІСНА ДІЯ НА ВМІСТ ФІКОБІЛПРОТЕЇНІВ У СИНЬОЗЕЛЕНИХ ВОДОРОСТЕЙ

Як відомо, фікобіліпротеїни є допоміжними фотосинтетичними пігментами *Cyanophyta* (*Cyanobacteria*, *Cyanoprokaryota*). У порівнянні з хлорофілом *a* вони поглинають світло у більш короткохвильовій області спектру. Їх вміст та співвідношення сильно варіює у різних видів водоростей і залежить від зовнішніх чинників середовища (Лось, 2009). Слід відмітити, що сумісний вплив різних абіотичних чинників на вміст фікобіліпротеїнів у прісноводних видів *Cyanophyta* досліджений недостатньо, тому це питання потребує подальшого вивчення. Інтерес до дослідження фікобіліпротеїнів обумовлений також їх практичним значенням. Фікоціаніни і фікоеритрини використовуються у медицині (при діагностиці та лікуванні ракових захворювань), а також в фармакології та харчовій промисловості. Їх вартість на ринку дуже висока і становить в залежності від ступеня очистки від 3–25 до 1500 доларів за мг (Kenekar, Deodhar, 2013).

Метою нашої роботи було з'ясувати особливості впливу окремих абіотичних чинників та їх сумісної дії на вміст с-фікоціаніну, с-фікоеритрину і алофікоціаніну у біомасі *Phormidium autumnale* (C. Agardh) Gomont f. *uncinata* (C. Agardh) N.V. Kondrat HPDP-36.

Досліджувану водорість вирощували на рідкому середовищі Фітцджеральда №11 в модифікації Цендера і Горхема у скляних колбах об'ємом 250 см³ за освітленості 2500 лк (з чергуванням світлового і темного періодів 16:8) та температури 25-27 °С. Після накопичення біомаси культури *Ph. autumnale* f. *uncinata* на неї впливали різними стресовими чинниками: низька освітленість (зменшення освітленості з 2500 до 500 лк), короткочасний тепловий шок (нагрівання колб з культурами на водяній бані до 35 °С протягом 1 год/ добу), додаткове внесення в культуру джерела азоту – нітрату натрію (NaNO₃) в концентрації 1 та 2 г/л. Тривалість впливу перерахованих вище чинників складала 3 доби. Вміст фікобіліпротеїнів у біомасі *Ph. autumnale* f. *uncinata* визначали екстрактним спектрофотометричним, а суху масу водорості – ваговим методами (Методы..., 1975).

Проведені експерименти свідчать, що у відповідь на зменшення освітленості з 2500 до 500 лк у досліджуваній синьозеленої водорості спостерігалася зростання концентрації с-фікоеритрину в 2,2 рази, а фікоціанінів (с-фікоціаніну та алофікоціаніну) у 2,4 рази порівняно з контролем. За короткочасної дії теплового шоку, навпаки, мала місце тенденція щодо незначного зниження величини досліджуваних показників.

Додаткове внесення в культуру джерела азоту – нітрату натрію (NaNO₃) в концентрації 1 г/л призводило до збільшення вмісту фікоеритрину та фікоціанінів (в 1,3 рази) у *Ph. autumnale* f. *uncinata*, що пояснюється тим, що азот входить до складу їх молекул. Після додаткового внесення в культуру більшої концентрації нітрату натрію (2 г/л) спостерігалася незначне пригнічення накопичення усіх фікобіліпротеїнів.

Згідно з одержаними даними, за сумісного впливу 2-х різних чинників – низької освітленості та додаткового внесення в культуру NaNO₃ в концентрації 1 г/л у біомасі синьозеленої водорості реєструвалося збільшення вмісту с-фікоеритрину в 2,3 рази, а с-фікоціаніну та алофікоціаніну – в 2,5 рази, порівняно з контролем. Разом з тим за сумісного впливу низької освітленості та вищої концентрації NaNO₃ (2 г/л) спостерігалася протилежна тенденція, про що свідчить зниження величини вказаних показників.

За сумісного впливу короткочасного теплового шоку та додаткового внесення в культуру як 1, так і 2 г/л NaNO₃ вміст усіх досліджуваних фікобіліпротеїнів у біомасі *Ph. autumnale* f. *uncinata* достовірно збільшився. При цьому в умовах впливу вищої концентрації NaNO₃ ці зміни були більшими.

Встановлено, що максимальний стимулюючий ефект на біосинтез фікобілінових пігментів відмічався за сумісної дії 3-х різних чинників: низької освітленості, короткочасного теплового шоку та додаткового внесення до поживного середовища нітрату натрію в концентрації 1 г/л. Вміст с-фікоеритрину при цьому збільшився у 2,8 рази, а с-фікоціаніну та алофікоціаніну – у 3,5 та 2,5 рази відповідно. Слід відмітити, що найбільш суттєво в таких умовах збільшився вміст с-фікоціаніну. Відомо, що він характеризується сильними антиоксидантними властивостями і здатний знешкоджувати різні типи активних кисневих метаболітів та знижувати пероксидне окиснення ліпідів (Pandey, 2013).

За сумісного впливу низької освітленості, короткочасного теплового шоку та внесення в культуру 2 г/л NaNO₃ величина досліджуваних показників зменшувалася, що свідчить про пригнічення синтезу фікобіліпротеїнів у досліджуваній водорості за цих умов.

Таким чином на основі одержаних даних можна стверджувати, що короткотривалий вплив стресових чинників (низька освітленість, тепловий шок та додаткове внесення в культуру нітрату натрію) призводить до збільшення або незначного зниження вмісту с-фікоеритрину, с-фікоціаніну та алофікоціаніну у *Phormidium autumnale* f. *uncinata*. Максимальний стимулюючий ефект на біосинтез

фікобіліпротеїнів спостерігався не за впливу окремих абіотичних чинників, а за сумісної дії 3-х різних чинників. Ці результати можна використовувати у біотехнологічній практиці при отриманні фікобіліпротеїнів.

О. О. Пархоменко

Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна

e-mail: sanangel@bigmir.net

СУЧАСНІ РІВНІ РАДІОНУКЛІДНОГО ЗАБРУДНЕННЯ РИБ У ВОДОЙМАХ РІЗНОГО ТРОФІЧНОГО СТАТУСУ

Після аварії на Чорнобильській АЕС радіонуклідного забруднення зазнали практично всі водойми України. Вміст радіонуклідів у рибах, зокрема у водоймах, що розташовані поза межами зони відчуження, збільшився у десятки – тисячі разів. Після розпаду короткоіснуючих радіонуклідів, забруднення риби обумовлене тривалоіснуючими ^{90}Sr і ^{137}Cs . Метою роботи було встановлення сучасних рівнів радіонуклідного забруднення риби у водоймах різного трофічного статусу поза межами зони відчуження.

Дослідження проводили у 2010–2014 рр. на Київському та Канівському водосховищах (евтрофні водойми), Повчанському водосховищі (мале водосховище на р. Жерев, евтрофна водойма), озерах Шацького національного парку – Світязь (мезотрофне), Люцимер та Пулемецьке (евтрофні), озерах Біле (оліготрофне) та Луки (евтрофне), які розташовані на півночі Рівненської області. Досліджували представників промислової іхтіофауни цих водойм.

Визначено, що на теперішній час радіонуклідне забруднення риби у водоймах поза межами зони відчуження сформоване ^{137}Cs . Вміст ^{90}Sr у рибах зареєстрований у діапазоні величин від 0,2 до 3 Бк/кг, що відповідає доаварійним рівням забруднення, які не перевищували 3 Бк/кг.

Питома активність ^{137}Cs у рибах Київського водосховища становила 3–239 Бк/кг, при цьому найвищі рівні вмісту радіонукліда відзначені у 2010 р. Згідно літературних даних, у 2009 р. вміст ^{137}Cs у рибах був меншим, ніж у 2010. На нашу думку, таке підвищення пов'язане з порушенням режиму експлуатації Київської ГЕС. В наступні роки питома активність ^{137}Cs у рибах Київського водосховища становила 3–95 Бк/кг, тобто не перевищувала встановлених законодавством допустимих рівнів, які становлять 150 Бк/кг. Активність ^{137}Cs в рибах Канівського водосховища зареєстрована у межах 2–22 Бк/кг, Повчанського – 30–70. Відносно високі показники вмісту радіонукліда у рибах Повчанського водосховища обумовлені значною щільністю радіонуклідного забруднення площі водозбору р. Жерев.

Питома активність ^{137}Cs в рибах озер Шацького національного парку становила від 2 до 20 Бк/кг, при цьому найвищі показники зареєстровані в рибах оз. Світязь. Доречно відзначити, що вміст ^{137}Cs у рибах озер Шацького національного парку вірогідно не відрізняється від величин, зареєстрованих у рибах Канівського водосховища, для якого характерна значно вища щільність радіонуклідного забруднення площі водозбору.

В рибах з озер Біле та Луки питома активність ^{137}Cs становила 129–478 та 26–60 Бк/кг, відповідно. Відстань між вищезгаданими озерами складає близько 10 км, а щільність радіонуклідного забруднення площі водозбору однакова, тому очевидно, що значні відмінності рівнів радіонуклідного забруднення риби пов'язана з різним трофічним статусом водойм.

Таким чином встановлено, що на теперішній час радіонуклідне забруднення риби у водоймах, що розташовані поза межами зони відчуження, в основному обумовлене

^{137}Cs . Рівні вмісту ^{137}Cs у рибах залежать від щільності радіонуклідного забруднення площі водозбору та трофічного статусу водойм. Найбільш сприятливі умови для накопичення ^{137}Cs в організмі риб виникають в екосистемах малопродуктивних та слабопроточних водойм. Перевищення доаварійних рівнів вмісту ^{137}Cs досягають у рибах Київського водосховища 30 разів, у рибах замкненого оліготрофного озера на півночі Рівненської області – 160 разів, інших досліджених водойм – до 8–23 разів. Перевищення встановлених законодавством допустимих рівнів вмісту ^{137}Cs зареєстровані у 2010 р. деяких рибах Київського водосховища. У більшості зразків риб з оз. Біле вміст ^{137}Cs перевищував нормативи.

С. П. Пришляк

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

ЗАКОНОМІРНОСТІ МІГРАЦІЇ ^{137}Cs У ДОННІ ВІДКЛАДИ ВНАСЛІДОК ВІДМИРАННЯ ПІВТРИЯНО-ВОДЯНИХ РОСЛИН

Проблема оцінки параметрів міграції і акумуляції радіонуклідів у водних екосистемах достатньо актуальна, зокрема, до теперішнього часу остаточно не з'ясована роль повітряно-водяних рослин у процесах перерозподілу ^{137}Cs по компонентах прісноводних водойм. Тому, метою досліджень було встановлення кількісних параметрів міграції ^{137}Cs у донні відклади обумовленої життєдіяльністю підземних органів повітряно-водяних рослин.

Дослідження проводили у 2012–2014 рр. на мілководдях водойм різного трофічного статусу – Київського водосховища (евтрофна водойма) та озера Біле, що розташоване на півночі Рівненської області (оліготрофна водойма). Проби рослин відбирали у монозаростях очерету звичайного – *Phragmites australis* (Cav.) Trin.; рогазу вузьколистого – *Typha angustifolia* L.; лепешняка великого – *Glyceria maxima* (C. Gartm.) та куги озерної – *Scirpus lacustris* L. Надземну масу рослин визначали методом облікових майданчиків, підземну – методом дрібних монолітів. Досліджували верхній 30-ти сантиметровий шар донних відкладів.

Визначено, що внесок підземних органів у загальну масу рослин евтрофної водойми становив 34–64%, оліготрофної – 61–78%. Питома активність ^{137}Cs у надземних органах рослин Київського водосховища зареєстрована у діапазоні 8–28, оз. Біле – 66–522, у кореневищах – 15–29 та 852–395, коренях – 139–308 та 227–3410 Бк/кг, відповідно. Отже, рівень радіонуклідного забруднення рослин оліготрофної водойми виявився значно вищим, ніж евтрофної, однак в обох водоймах найвища питома активність зареєстрована у ґрунтових коренях досліджених видів. Встановлено, що у монозаростях рослин евтрофної водойми 13–15% від загальної кількості ^{137}Cs у фітомасі зосереджено у надземній частині рослин, 5–24 % у кореневищах, 63–80% – у коренях, оліготрофної – 11–22, 12–37 та 51–66%, відповідно.

Досліджені види рослин є трав'янистими багаторічниками, у яких надземні органи відмирають наприкінці вегетаційного сезону, тому частина накопичених у надземній фітомасі радіонуклідів повертається до водних мас, а решта надходить у детрит. Ґрунтові корені також оновлюються кожен рік. Життєдіяльність кореневищ триває довше – у очерета звичайного близько трьох років, у рогаза вузьколистого та лепешняка великого – близько двох років. Розрахунки показали, що 3–9% від накопиченого на одиницю площі фітоценозів ^{137}Cs після відмирання надземних органів рослин повертається у водні маси, 7–20 % переходить у детрит, 63–82% захоронюється

у донних відкладах. У зимуючих кореневищах залишається 3–24 % від накопиченого за вегетаційний сезон радіонукліда.

Таким чином встановлено, що у водоймах, які відрізняються трофічним статусом та рівнем радіонуклідного забруднення, відносні показники розподілу ^{137}Cs між надземними і підземними органами повітряно-водяних рослин вірогідно не відрізняються. Завдяки високій здатності ґрунтових коренів накопичувати ^{137}Cs , щорічне відмирання підземних органів повітряно-водяних рослин сприяє переведенню більшої частини накопиченого у фітомасі радіонукліда у донні відклади.

М.П. Скоблей

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

ВИВЧЕННЯ ОСОБЛИВОСТЕЙ НАКОПИЧЕННЯ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ У СКЛАДІ ЗАВИСЛИХ РЕЧОВИН ГІРСЬКИХ РІЧОК (НА ПРИКЛАДІ БАСЕЙНУ РІЧКИ ТИСА)

Наведено результати дослідження вмісту важких металів (*Cd, Cu, Pb, Zn, Ni i Cr*) у складі завислих речовин річок гірського типу з використанням методу двохстадійної обробки проб. Показано, що «мокре спалювання» зависей у суміші концентрованих сульфатної та нітратної кислот забезпечує вилучення з їхнього складу переважної частини важких металів, яка розглядається як біодоступна для водних організмів. Менша частина важких металів вилучається із зависі лише після використання другої стадії – гідротермальної обробки залишків завислих речовин, що не розчинилися на стадії «мокрого спалювання».

Вступ. Джерела походження завислих речовин у поверхневих водах характеризуються різноманітністю і включають, насамперед, вітрове перемішування і скаламучування донних відкладів, ерозію берегів і прилеглих ґрунтів, відмирання фіто- і зоопланктону, розкладання органічних речовин, а також продукти життєдіяльності водних організмів.

Існує, зокрема, три можливих механізми концентрування важких металів на завислих речовинах і донних відкладах: фізико-хімічна адсорбція з водної товщі, біологічне поглинання бактеріями й водоростями та седиментація на ділянках водних об'єктів з уповільненою течією. Транспортування і доля важких металів в річці залежать, передусім, від їхнього розподілу між розчиненими, колоїдними і завислими частинками. У практиці гідрохімічних досліджень до завислих речовин відносять ті тверді частинки, що осідають на мембранному фільтрі з діаметром пор 0,45 мкм при пропусканні через нього проби природної поверхневої води. Розчинні та колоїдно-дисперсні частинки з розміром від 1 до 300–500 нм (іноді до 1 мкм) часто вважають розчинною формою речовин, у тому числі й металів. Термін «завислі тверді частинки» використовується для опису частинок, що знаходяться у водній товщі і не седиментували за певних обставин (Жежеря В.А. и др. 2015).

Матеріали й методи дослідження. Визначення вмісту важких металів у складі завислих речовин поверхневих вод басейну річки Тиса проведено після їхньої мембранної фільтрації (фільтри з діаметром пор 0,45 мкм). Надалі фільтр із зависсю піддавали двохстадійній обробці - «мокрому спалюванню» в суміші концентрованих сульфатної й нітратної кислот та гідротермальної обробці. Вміст металів (*Cd, Cu, Pb, Zn, Ni i Cr*) у складі завислих речовин визначали методом атомно-абсорбційної спектроскопії з електротермічною атомізацією. Використовували спектрофотометр ContrAA700.

Результати досліджень та їхнє обговорення. Результати проведених досліджень наведено в таблиці. Виходячи з них, можна зробити наступні висновки. Масова частка металів, вилучених на першій стадії обробки проб зависі, значно більша порівняно з другою стадією. Зокрема, для кадмію вона становить 100% $Cd_{зав(заг)}$, купруму – 66,7–100% $Cu_{зав(заг)}$, плумбуму – 60,9–75,0% $Pb_{зав(заг)}$, цинку – 54,0–81,6% $Zn_{зав(заг)}$, нікелю – 41,8–87,2% $Ni_{зав(заг)}$ і хрому – 39,1–100% $Cr_{зав(заг)}$. Отже, більша частка важких металів, що містяться у складі завислих речовин гірських річок вилучається з їхнього складу на I стадії обробки проб, тобто у процесі «мокрого спалювання». В поверхневих водах гірських річок, де основу завислих речовин складають частинки мінерального походження, помітна частина важких металів знаходиться в кристалічних ґратках мінералів, тому вони вилучаються у більш жорстких умовах, тобто після II стадії двохстадійної обробки проб зависі, що не розчинилась при «мокрому спалюванні» (див. табл.). Отже, відсоток вилучення важких металів із складу зависі залежить від природи завислих речовин, а також від форм знаходження важких металів у їх складі.

Таблиця. Вміст важких металів у складі завислих речовин у воді р. Тиси та деяких її приток (за результатами досліджень 2016 р.).

Об'єкти досліджень, місце відбору проб	Метали	$C_{зав(заг)}$, мг/г сухої маси	I стадія обробки проб		II стадія обробки проб	
			мг/г сухої маси	%	мг/г сухої маси	%
р. Тиса, м. Чоп	Cd	0,004	0,004	100	н.в	0
	Cu	0,027	0,018	66,7	0,009	33,3
	Pb	0,023	0,014	60,9	0,009	39,1
	Zn	0,396	0,323	81,6	0,073	18,4
	Ni	0,055	0,023	41,8	0,032	58,2
	Cr	0,023	0,009	39,1	0,014	60,9
р. Уж, с. Сторожниця	Cd	0,006	0,006	100	н.в	0
	Cu	0,004	0,004	100	н.в	0
	Pb	0,024	0,018	75,0	0,006	25,0
	Zn	0,276	0,182	65,9	0,094	34,1
	Ni	0,047	0,041	87,2	0,006	12,8
	Cr	0,006	0,006	100	н.в	0
р. Латориця, с. Страж	Cd	0,001	0,001	100	н.в	0
	Cu	0,009	0,006	66,7	0,003	33,3
	Pb	0,030	0,028	93,3	0,002	6,7
	Zn	0,200	0,108	54,0	0,092	46,0
	Ni	0,038	0,024	63,2	0,014	36,8
	Cr	0,001	0,001	100	н.в	0

Примітка. н.в. – не виявлено. Частку вилучених металів на I та II стадіях обробки проб розраховано у % до загального їхнього вмісту у складі завислих речовин, який виражено в мг/г сухої маси.

Висновки. Результати проведених досліджень свідчать про те, що повне вилучення металів зі складу завислих речовин річок гірського типу відбувається лише за їхньої двохстадійної обробки (пробо підготовки). Це, в свою чергу, істотним чином впливає на результати визначення загальної концентрації металів у водному середовищі, де певна їхня частина знаходиться у розчиненому стані, а інша мігрує

разом із завислими частинками, та на співвідношення завислої й розчинної форм металів. Завислі речовини істотним чином впливають на міграцію важких металів у річках гірського типу, що часто недооцінюється.

Є. В. Старосила

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ, Україна

e-mail: jenua_star@ukr.net

РОЛЬ БАКТЕРІАЛЬНОЇ СКЛАДОВОЇ У ТРАНСФОРМАЦІЇ ТА УТИЛІЗАЦІЇ РЕЧОВИН В ШТУЧНІЙ СИСТЕМІ ДЛЯ ОЧИЩЕННЯ ВОДИ

Метою досліджень було вивчення динаміки кількості евтрофних бактерій у штучній системі «басейн для вирощування риб — біоплато».

У басейні ємкістю 2000 л знаходилось 120 риб. Вода з басейну за допомогою насосу подавалася на блок біоплато, в якому культивували рослини, після чого самопливом поверталася до басейну з рибами. Годівля риб відбувалася два рази на добу з розрахунку 30–35 г корму/добу. За період спостереження тричі було змінено кормову базу риб. Проби води відбирали у басейні з рибами, а також води, що витікала після проходження біоплато, до годівлі та після останньої подачі корму.

Визначення кількості евтрофних мікроорганізмів у воді проводили відповідно до (Кузнецов, 1989). Серед евтрофних бактерій враховували чисельність мікроорганізмів з активною електронно-транспортною системою (ТТХ⁺) (Олейник, 1995).

При годівлі риб кормом № 1 середньодобова чисельність бактерій у воді басейну з рибами була 16,7 тис. кл/см³, а ТТХ⁺ бактерії складала 84,6 %. У воді після біоплато кількість евтрофних мікроорганізмів дорівнювала 5,4 тис. кл/см³, а частка бактерій з активною електронно-транспортною системою становила 58,3 %.

Після заміни на рибний корм № 2 в перші 7 діб досліджень середня за добу кількість евтрофних бактерій в басейні була 17 тис. кл/см³, тобто практично не змінилась порівняно з показником, який спостерігався при попередньому кормі. Не відбулося змін в чисельності мікроорганізмів у воді після біоплато (4,6 тис. кл/см³). У басейні з рибами дещо зменшилася частка ТТХ⁺ бактерій (61,4 %), а у воді після біоплато її вміст складав 74,6 %. Протягом наступних 7 діб експерименту при використанні того самого корму (№ 2) середньодобова кількість евтрофних бактерій у басейні зросла у 3 рази (до 51,1 тис. кл/см³); відсоток клітин з активною електронно-транспортною системою не змінився. Збільшення вмісту бактерій у воді, що подавалася на біоплато, знизило ефект очищення. Так, у воді, що витікала з біоплато, кількість бактерій підвищилася в 3,5 рази — до 18,7 тис. кл/см³. Протягом наступних двох тижнів чисельність евтрофних мікроорганізмів знизилася у воді басейну з рибами до 22,9 тис. кл/см³, а у воді після біоплато — до 11,9 тис. кл/см³. При проходженні води через біоплато кількість бактерій в ній зменшувалася майже в 2 рази.

При зміні корму на рибний корм № 3 протягом наступних 6 тижнів спостережень кількість евтрофних бактерій у басейні з рибами незначно коливалася і нараховувала в середньому на добу 26,1 тис. кл/см³, а вміст ТТХ⁺ бактерій складав 56,9 %. У воді після біоплато в середньому на добу чисельність евтрофних мікроорганізмів була 12,6 тис. кл/см³, а частка ТТХ⁺ бактерій становила 57 %.

Отже, на підставі отриманих результатів можна зробити наступні висновки. Найбільш придатним для мікробіологічного режиму в басейні з рибами є рибний корм № 1. Він найбільш повно утилізувався рибами, тому чисельність евтрофних бактерій у воді басейну не перевищувала 17 тис. кл/см³, а у воді після біоплато знижувалася в

3 рази. При годівлі риб рибним кормом № 2, можливо, внаслідок неповної його утилізації іхтіофауною спостерігалось накопичення органічних речовин, показником чого було поступове збільшення у воді басейну чисельності бактерій з максимумом через 2 тижні. При цьому дещо знижувався ступінь очищення води при проходженні її через біоплато: кількість бактерій в ній зростала в 3,5 рази порівняно з показниками, що спостерігались при застосуванні корму № 1. Протягом наступних 2-х тижнів екосистема в басейні набула рівноваги, про що свідчить зниження кількості евтрофних бактерій майже до рівня, що був зареєстрований при використанні рибного корму № 1. Але показники чисельності мікроорганізмів у воді після біоплато були в 2 рази вищі за ті, що зафіксовані при використанні корму № 1. Таким чином, годівля риб кормом № 2 призвела до деякого зменшення ефекту очищення на біоплато. Припускаємо, що відбулося накопичення органічних речовин не тільки в басейні з рибами, але й на біоплато.

При наступній заміні корму на рибний корм № 3 не зафіксовано різких змін мікробіологічного режиму, тобто екосистема не втратила рівноваги. Можливими причинами стійкості екосистеми можуть бути наступні: адаптація риб та мікрофлори до корму; інтенсивні процеси мікробіологічної деструкції органічних сполук, що не були утилізовані (високий рівень ТТХ⁺ бактерій, відмічений за весь період спостережень, вказує на активні процеси мікробіологічної деструкції органічних речовин); активні процеси самоочищення на біоплато (кількість евтрофних бактерій у воді знижувалась в 2 рази), що також підтримувало екологічну рівновагу в басейні; деяке зниження ефективності очищення води на біоплато, викликане зміною кормів, можливо можна усунути періодичним видаленням з біоплато мулу, який накопичується в процесі функціонування екосистеми.

Т. І. Степанова

*Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна
e-mail: queen_dem@mail.ru*

СКЛАД І СТРУКТУРА ЗООПЕРИФІТОНА НА СУБСТРАТАХ РІЗНОГО ТИПУ У ВОДОЙМІ-ОХОЛОДЖУВАЧІ ХМЕЛЬНИЦЬКОЇ АЕС

Зооперифітон – надзвичайно різноманітне угруповання безхребетних, що формується на межі твердого субстрату і водної товщі. Дослідження угруповань зооперифітона у техногенних умовах має значний науковий і прикладний інтерес. Однією з важливих проблем гідробіології є вивчення специфіки перифітона на антропогенних субстратах, а також перифітона на вищих водних рослинах (ВВР), які мають певні особливості. Дана проблема інтенсивно досліджується у морській гідробіології, але набагато слабкіше – у прісноводній (Тальнишних, Алешина, 2005). Організми епіфітона (перифітон на поверхні ВВР) і епіхолона (перифітон на різноманітних неживих субстратах) беруть безпосередню участь у формуванні якості води, у продукційних процесах у водних екосистемах та можуть обумовлювати біологічні перешкоди.

Метою роботи було дослідження складу і структури зооперифітона та зооперифітона у водоймі-охолоджувачі (ВО) Хмельницької АЕС. Дослідження проводили у 2014 р. у східному, західному та південному районах ВО, а також у підвідному і відвідному каналах (ПК і ВК) на глибинах 0,1–6,5 м. Епіхолон досліджували на бетонному і кам'яному субстраті, вивчали також зооперифітон на дереві, а епіфітон – на поверхні стебел рогозу вузьколистого *Typha angustifolia* L. та очерету звичайного *Phragmites australis* L.

Кількість таксонів епіхолона на бетонному субстраті коливалася у межах 6–15. У таксономічному складі домінували личинки Chironomidae та Oligochaeta.

У ПК загалом було знайдено 27 НІТ з 11 груп, серед яких більше представників групи Oligochaeta (9 НІТ) і Chironomidae (7 видів). Чисельність зооперифітону в середньому складала 31547 екз/м². У цьому полідомінантному угрупованні (*Dreissena bugensis*+*Cricotopus silvestris*+Ostracoda) середня біомаса була 3069,26 г/м². За показником біомаси абсолютним домінантом була *D. bugensis* (98,4%).

У ВК на тому ж бетонному субстраті таксономічне багатство було значно нижчим – всього 6 НІТ з 5 таксономічних груп. Угруповання мало монодомінантний характер з абсолютним домінуванням *Specaria josinae* (Vejdovsky) – 90,0% чисельності і 88,7% біомаси. Таку розрізненість у якісному і кількісному складі і структурі між угрупованнями на однаковому субстраті можна пояснити різним температурними умовами. У ВК воно було більшим (28,1 проти 23,1 °С).

Епілітон (зооперифітон на кам'яному субстраті) досліджували у ВК і у південному районі ВО і загалом був представлений 28 НІТ з 15 груп. Хоча кількість таксонів у цих двох районах коливалась у незначних межах (15–18 НІТ), проте видовий склад був відмінним. Так, у ВК за чисельністю домінували *Cricotopus silvestris* Fabr. і *S. josinae*, які разом складали 67,9% загальної, а за біомасою абсолютним домінантом була *Physa fontinalis* (L.) – 87,6%. А у південному районі угруповання зооперифітона було з абсолютним домінуванням *D. bugensis* (73,0% загальної чисельності і 99,9% біомаси).

У закритому мілководді західного району зоопіксілон (зооперифітон на дерев'яному субстраті) (Протасов, 2011) нараховував 12 НІТ з 4 таксономічних груп. Оригінальним видом серед поселень на неживих субстратах був представник хірономід *Psectrocladius psilopterus* Kieff. Основну частину чисельності складали *C. silvestris* та *Nais communis* Piquet (58,5% загальної чисельності, 10882 екз/м²), а основу біомаси – *D. bugensis* (98,0% загальної, 108,55 г/м²).

Таксономічне багатство епіфітона на очереті у всіх досліджених районах було представлено 33 НІТ з 11 груп. Не дивлячись на однаковий субстрат (*P. australis*), угруповання зооперифітона відкритих і закритих мілководь відрізнялись достатньо високою оригінальністю за індексом Смірнова. У відкритому мілководді (східний район) показник оригінальності складав $t_{xx}=144$, у закритому (західний район) – $t_{xx}=125$. За кількісними показниками у епіфітоні на очереті за чисельністю абсолютним домінантом був *C. silvestris* (54,2% загальної), а за біомасою угруповання можна назвати полідомінантним (*Dero* sp.+*Ph. fontinalis*+*C. silvestris* – 53,4% загальної).

Таксономічне багатство зооперифітона на рогозі у всіх районах дослідження було досить значним і нараховувало 27 НІТ з 8 груп. Незважаючи на те, що таксономічний склад епіфітона на *T. angustifolia* по районах ВО достатньо відрізнявся за кількістю НІТ (від 9 до 21), однак високої оригінальності не мав. За показниками чисельності і біомаси угруповання зооперифітона на рогозі було абсолютно полідомінантним: за чисельністю – *C. silvestris* (23,6%), *N. communis* (12,4%), *Trichoptera* sp. (10,3%), *Rheotanytarsus exiguus* Johannsen (8,6%); за біомасою – *Erpobdella oculata* (L.) (16,0%), *C. silvestris* (12,7%), *Glyptotendipes glaucus* (Mg.) (12,2%), *Trichoptera* sp. (9,1%).

Таким чином, порівнюючи склад і структуру угруповань зооперифітона на неживих субстратах і епіфітона, можна говорити, що на характер якісного і кількісного складу угруповань залежить від типу субстрату. Так, найбільше таксономічне багатство було у епіфітонних поселеннях на очереті (33 НІТ), а найменшим – на дерев'яному субстраті (11 НІТ). Найбільший показник чисельності був відмічений у епілітоні (105821 екз/м²), а найменший – у епіксілоні (10882 екз/м²). Біомаса, як і чисельність, була найбільшою у поселеннях зооперифітона на кам'яному субстраті (1742,67 г/м²), а найменшою – у заростях ВВР (9,83 г/м² на очереті і 3,28 г/м² на рогозі).

Щодо виявлення подібності складу зооперифітона, слід відмітити наступне. За коефіцієнтом Серенесена таксономічний склад на окремих станціях мав тісні зв'язки (між

поселеннями на *T. angustifolia* і *P. australis* – 0,68 і між епілітоном і епіфітоном на очереті – 0,51). Цікавою є подібність складу епіксилона з поселеннями на всіх інших субстратах. Зооперифітон на дереві не можна повністю віднести ні до групи поселень на неживих субстратах, ні до групи епіфітона. Тобто даний субстрат займає проміжну позицію, тож коефіцієнт подібності з всіма субстратами варіює у межах 0,40–0,42. Говорячи про оригінальність списків НІТ, то найбільшою відрізнявся перифітон на бетоні ($t_{xx}=127$).

На підставі отриманих результатів можна зробити висновок, що склад, структура, показники рясності були специфічними для окремих субстратів, але інші фактори, такі як температура, тип мілководдя також мали велике значення.

В. В. Ткаченко

*Приазовський національний природний парк, Мелітополь, Україна
e-mail: ratovar.2014@gmail.com*

ВИКОРИСТАННЯ ШТУЧНИХ СУБСТРАТІВ ДЛЯ ЗБОРУ ДОННИХ БЕЗХРЕБЕТНИХ У МОЛОЧНОМУ ЛИМАНІ

Актуальність даних досліджень пов'язана, насамперед, із тим, що подібні роботи поки не проводились у Молочному лимані та на акваторіях Приазовського НПП у цілому. Раніше комплекс суміжних досліджень по використанню штучних рифів для підвищення загальної рибопродуктивності був проведений в Утлюкському лимані [Ізергин Л. 2001], але роботи безпосередньо пов'язані із використанням штучних субстратів для вивчення безхребетних відсутні. Практика застосування штучних субстратів є обов'язково включеною до регулярних моніторингових досліджень у західних країнах, наприклад «Загальна програма біомоніторингу річкових екосистем» з 2004 року (США), «Моніторингова програма з дослідження безхребетних на території заказника Елкхорн-Слоу» з 2006 року (США, Каліфорнія), «Екологічна програма контролю – відбір донних макробезхребетних із використанням колектора Хестера – Денді у річці Сакраменто» 2005 рік (США, Каліфорнія), «Програма гідробіологічного моніторингу угорської частини Дунаю» 2000 рік (Угорщина) та ін. Ці програми працюють у відповідності до затверджених міжнародних стандартів : EN ISO 5667-3:1995 Якість води – Відбір проб – Частина 3 : Інструкція збереження та обробки проб; EN ISO 9391:1995 Якість води – Відбір проб макро-безхребетних в глибоких водах – Інструкція по застосуванню заселення субстратів, збір якісних та кількісних проб; EN ISO 8265:1988. Розробка і використання кількісних пробовідбірників для бентичних макробезхребетних на кам'янистих субстратах у неглибоких прісних водоймах, ін. [Antony Davies 2001]. Використання цього методу може сприяти кращому вивченню, як спільнот безхребетних, так і кормової бази Молочного лиману загалом.

Робота у мілководних водоймах із застосуванням стандартних методів, що містять у собі використання відціджуючих знарядь лову безхребетних може давати велику якісну та кількісну похибку, пов'язану із нерівномірним просторовим розподілом організмів. З цим пов'язана потреба в частішому проведенні гідробіологічних зйомок та збільшенні трудомісткості обробки матеріалу. Використаний в даній роботі метод спрощує накопичення матеріалу, не вимагає частих спостережень і дозволяє краще оцінити якісний склад епі- і зообентосних організмів. Завдяки формуванню мікробіоценозів на поверхні штучного субстрату, істотно підвищується ймовірність одночасної появи переважної більшості бентосної і епібентосних фауни. А змінюючи ряд параметрів для засобу відбору, таких як різна архітектоніка субстрату, його матеріал, дисперсність заселеного середовища та ін., можна керувати процесом заселення на конкретній моніторинговій точці.

Апробована нами методика заснована на здатності штучного субстрату затримувати на своїй поверхні з струму води зважені органічні залишки, що є, безумовно, привабливим для безхребетних організмів. Використовувана установка являє собою в'язку з трьох поліетиленових трубок (контейнерів) із зовнішнім діаметром 75 мм, внутрішнім 69 мм і 40 см в довжину. У кожному з контейнерів уздовж пророблені три секції отворів діаметром 10 мм, секції з отворами однаково віддалені один від одного. Контейнери наповнені субстратом (в даному випадку битою цеглою з діаметром частинок ~ 3 см), закриті з обох сторін і одно-віддалено закріплені на мотузках.

Зв'язка з трубками встановлювалася на дні Молочного лиману в 10 метрах від берега на глибині близько півметра, неподалік від села Богатир Якимівського району Запорізької області. Збір проб здійснювався шляхом промивання кожної гранули субстрату в ємності з водою об'ємом 0,5 літра, а отриманий зразок вивчався відповідно до стандартної методики. Аналогічна система використовується для моніторингу угорської ділянки Дунаю, але носить більш масштабний характер [Nándor Oertel, 2000].

Дослідження охоплює період 34 діб з 9.07 по 12.08 поточного року. Відбір матеріалу здійснювався в двох повторностях:

- Через 17 діб з першого контейнера з новоутвореною органічною плівкою;
- На 34 добу з другого і третього контейнера з тривалим періодом заселення;
- На 34 добу з першого контейнера з заздалегідь утвореною органічної плівкою.

Результат вивчення проб наведений у таблиці 1. В ході вивчення проб відзначається збіднення видового складу у зв'язку з відсутністю постійного зв'язку Молочного лиману з Азовським морем. Даний результат демонструє одночасну наявність в пробі всіх раніше зареєстрованих видів коловерток, амфіпод і десятиногих раків, які при роботі сіткою Апштейна зустрічалися окремо і в менших концентраціях, а кількість різноногих раків *Gammarus aequicauda* на контейнер, приблизно дорівнює загальній концентрації їх в лимані на кубічний метр. Спостерігається сезонна відсутність в пробі копепод, що може також бути пов'язане з підвищенням трофності водойми внаслідок підвищення температури і накопичення органічних речовин.

Таблиця 1.

Контейнер №	17 діб.	34 діб.		
	1	1	2	3
Вид	екз./мл	екз./мл		
<i>Brachionus plicatilis</i> (Müller, 1786)	7	19,1	23	21
<i>Brachionus urceus</i> (Linnæus, 1758)	5	12	17	17,3
<i>Asplanchna priodonta</i> (Gosse, 1850)	6,6	14	14,8	16
<i>Asplanchna brightwellii</i> (Gosse, 1850)	4	11	13	11,6
<i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg, 1834)	3	-	11	8,1
<i>Gammarus aequicauda</i> (Martynov, 1931)	244 екз.	256 екз.	312 екз.	289 екз.
<i>Balanus improvisus</i> (Darwin, 1854)	-	-	5 екз.	-
<i>Crangon crangon</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	-	2 екз.

Наявність вже сформованої органічної плівки на поверхні субстрату істотно підвищує темпи заселення, що добре видно за концентраціями коловерток в пробі знятої з першого контейнера. У другій половині періоду колонізації присутній стрибок у розвитку чисельності коловерток, який не вдалося відстежити, що вимагає збільшити число повторностей збору матеріалу.

Роботу з методом буде продовжено в подальшому також з іншими штучними субстратами, для виявлення загальних закономірностей і темпів заселення їх придонними організмами.

К. Є. Філіпова

Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна
e-mail: kat91ya@ukr.net

ДОБОВА ДИНАМІКА ЗООСТОКУ ГИРЛОВОЇ ДІЛЯНКИ Р. ДЕСНИ

У річках відбувається неперервний процес переміщення безхребетних тварин вниз за течією (Шубіна, 1986). Цей процес є природною особливістю всіх водотоків і його слід розглядати як пристосування тварин до найбільш ефективного використання конкретних умов середовища існування для забезпечення потреб на різних стадіях життєвого циклу (Мантейфель, 1959). На сьогодні існує чимало інформації стосовно дрефту безхребетних у водотоках різного типу (Шустов, 1975; Богатов, 1978, 1979; Афанасьєв, 2001, 2012; Астахов, 2014). Однак роботи, що охоплювали б вивчення переміщення одночасно зоопланктонних та донних макробезхребетних тварин у водній товщі рівнинних річок до цього часу практично не проводили. Безумовно, уявлення щодо зоостоку мають величезне значення для правильного розуміння всіх біологічних процесів та закономірностей, що відбуваються у рівнинній річковій системі. Тому, метою роботи є вивчення добової динаміки зоостоку.

Дослідження зоостоку проводили у липні 2015 р. у гирловій ділянці р. Десни. Координати місця відбору проб – N50°36.029', E030°38.056. Ширина русла на дослідній ділянці складала до 210 м, глибина у береговій зоні в місці відбору проб – 1,2 м. Проби зоостоку відбирали за допомогою спеціально сконструйованих дрефтових уловлювачів, які розташували один над одним таким чином, щоб їх сумарна висота охоплювала всю товщу водного потоку. Уловлювачі склалися з рамки з вхідним отвором 10×20 см та фільтруючих конусів з млинового газу довжиною 50 см. Проби відбирали кожні дві години протягом доби, у сутінки (з 20.00 до 22.00 та з 5.00 до 7.00) – кожену годину. Експозиція становила 15 хвилин. У період дослідження температура води коливалась в межах 23,2–24,3°C. Швидкість течії змінювалась від 0,01 (23.00) до 0,32 м/с (20.00) за рахунок підпору, викликаного роботою Київської ГЕС. Загалом було відібрано 48 проб зоостоку. Відібраний матеріал фіксували 4%-ним розчином формальдегіду. Об'єм проби доводили водою до 100 мл, вміст ретельно збовтували і штемпель-піпеткою брали 2 порції по 1 мл та 10 мл, які детально розбирали, підраховуючи дрібних, переважно планктонних тварин. Потім розглядали весь залишок проби для обліку макробезхребетних. Підрахунок організмів проводили за допомогою бінокулярного мікроскопу МБС-10 в камері Богорова і в лічильному кристалізаторі Цеба. Ідентифікацію деяких екземплярів проводили за допомогою мікроскопу Karl Zeiss. Видовий склад зоостоку визначали за допомогою визначників безхребетних тварин (Мануйлова, 1964; Кутікова, 1970; Монченко, 1948; Ліпін, 1950; Хейсін, 1962). Показники чисельності перераховували на 1 м³ за 15 хв.

У складі зоостоку річки було виявлено представників наступних таксономічних груп: Hydra, Rotifera, Nematoda, Oligochaeta, Arachnida, Cladocera, Copepoda, Ostracoda, Amphipoda, Collembola, Ephemeroptera, Hemiptera, Trichoptera, Diptera, Chironomidae, Ceratopogonidae, Culicidae та наземних безхребетних. Найбільш чисельними були представники груп Rotifera та Cladocera, частка яких складала відповідно 70 та 13% загальної чисельності зоостоку. Чисельність коловороток протягом доби коливались від 0,35 до 3,5 тис. екз/м³ за 15 хв. Така розбіжність чисельності обумовлена змінами швидкості течії. Домінуючими представниками Rotifera були *Brachionus calyciflorus* Pallas та *B. angularis* Gosse. Чисельність гіллястовусих ракоподібних коливались від 0,1 до 0,5 тис. екз/м³ за 15 хв. Серед представників Cladocera домінували *Diaphanosoma brachyurum* (Lievin), *Moina rectirostris* Hellich та *Bosmina longirostris* (O.F. Müller). Серед інших груп безхребетних найбільшу чисельність в окремі години доби було

zareєстровано у Amphipoda та Chironomidae. Провідними видами серед амфіпод були *Obesogammarus crassus* (G. O. Sars) і *Dikerogammarus villosus* (Sowinsky), у Chironomidae – *Cladotanytarsus* gr. *mancus* Walker, *Polypedilium* gr. *breviantennatum* Tshernovskij та *Cricotopus* gr. *algarum* (Kieffer). Практично в усіх пробах зустрічались гідри, нематоди та остракоди. У більшій частині проб представники Trichoptera, Oligohaeta, Hemiptera, Diptera були представлені поодинокими екземплярами. Найбільш малочисельними групами зоостоку виявились Collembola, Arachnida та Ephemeroptera. З наземних безхребетних у складі зоостоку були присутні представники Formicidae.

При вивченні добової динаміки було встановлено, що у світлі години доби (з 5.00 до 20.00), коли швидкість течії змінювалась в межах 0,21–0,32 м/с, інтенсивність зоостоку мала незначні коливання показників (від 1,7 до 2,4 тис. екз/м³ за 15 хв.). Видовий склад зоостоку був відносно сталим. Домінуючими таксономічними групами зоостоку були Rotifera та Cladocera. Проте з настанням темного часу доби (з 21.00 до 3.00) при відносно стабільних значеннях швидкості течії в межах 0,25–0,29 м/с (за винятком 23.00, коли швидкість течії була мінімальною) чисельність безхребетних зоостоку і їх видовий склад збільшуються, як за рахунок коловерток, гіллястовусих ракоподібних, так і амфіпод, олігохет та личинок хірономід. Цікаво, що зі зниженням швидкості течії до 0,01 м/с домінуючу роль у зоостоці відігравали безхребетні, які здійснюють добові вертикальні міграції (Amphipoda), а також наземні безхребетні, яких знесло з берегової смуги під час коливання рівня води. Показники інтенсивності зоостоку у цей період доби змінювались від 0,6 до 3,8 тис. екз/м³ за 15 хв. Провідними таксономічними групами зоостоку були Rotifera та Cladocera. Таким чином, стік безхребетних залежав як від водного режиму водотоку, так і від біологічних процесів.

У цілому зоосток є досить динамічним процесом, який зазнає впливу абіотичних та біотичних чинників, зокрема швидкостей течії, тривалості дня та ночі, інтенсивності освітлення. У складі зоостоку гирлової ділянки р. Десни були виявлені 141 таксон безхребетних тварин (з них 104 вида). За чисельністю протягом доби домінували коловертки та гіллястовусі ракоподібні. Добова динаміка зоостоку в значній мірі визначалась швидкістю водного потоку. При мінімальних швидкостях у формуванні зоостоку важливу роль відігравали біологічні процеси (добові вертикальні міграції). Інтенсивність вертикальних міграцій в темний час доби була вищою у порівнянні з денною інтенсивністю.

М. С. Черткова

Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна
e-mail: chertkovams1988@gmail.com

УГРУПОВАННЯ СУДИННИХ МАКРОФІТІВ ВОДОТОКІВ КІЛІЙСЬКОЇ ДЕЛЬТИ ДУНАЮ

Багато робіт присвячено водоймам Кілійської дельти Дунаю, і зокрема їх фітоценотичному складу, однак практично відсутня інформація щодо угруповань водотоків дельти, про що буде йти мова в даній роботі.

Нами було досліджено 9 водотоків, дослідні ділянки розташовувались на кожному 4 кілометрі водотоків, на 100 метрових, розбитих на десять 10 метрових, всього було виділено 20 угруповань. Перелік виділених син таксонів водотоків Кілійської дельти Дунаю: **Lemnetea R. Tx. 1955: Spirodeletum polyrhizae** W. Koch 1954, *Lemno-Hydrocharietum morsus-ranae* Oberd 1957, *Hydrocharito-Stratiotetum* (Van Langend. 1935)

Westh.(1942) 1946, *Ceratophyllo-Hydrocharetum* Pop 1962, *Ceratophylletum demersi* (Soo) Eggler 1933; **Potametea Klika in Klika et Novak 1941**: *Potametum perfoliati* (W. Koch 1926) Pass. 1965, *Potameto perfoliati-Vallisnerietum spiralis* Losev et V. Golub 1987, *Potametum pectinati* Carstensen 1955, *Potametum natantis* Soo 1927, *Trapo-Nymphoidetum* (All. 1922) Muller et Cors 1960, *Trapetum natantis* Th. Muller et Gors 1960, *Nymphoidetum peltatae* (All. 1922) Muller et Cors 1960; **Phragmiti-Magnocaricetea Klika in Klika et Novak 1941**: *Phragmitetum communis* (Gams 1927) Schmale 1939, *Typho angustifoliae-Phragmitetum australis* Tx.et Preising 1942, *Typhetum angustifoliae* Pignatti 1953, *Typhetum latifoliae* G. Lang 1973, *Scirpetum lacustris* Schemale 1939, *Acoretum calami* Eggler 1933, *Sparganietum erecti* Roll 1938, *Glycerietum maximae* Hueck 1931.

Угрупування *Phragmitetum communis* є найбільш поширеним в прибережних смугах практично всіх рукавів в Кілійській дельті Дунаю. Інші угруповання представлені в дельті фрагментарно і займають значно менші площі.

Менш поширеними, але також частими були угруповання *Typhetum angustifoliae*, яке зустрічалося в 4 водотоках та *Trapetum natantis*, яке було зафіксоване в 3 водотоках. Найчастіше воно зустрічалося в гирлі Гнеушів, займаючи широкі площі прибережної смуги. Угрупування *Typhetum angustifoliae* нами було виявлено тільки в північній частині дельти в рукавах Очаківський, Гнеушів, Білгородський та Прорва.

Серед досліджених водотоків є дві ділянки дельти, на яких представлено широке різноманіття рослинного світу. Конус виносу рукава Восточний утворив мілководну ділянку смугою близько 15 метрів шириною де зростають найрізноманітніші види рослин. Якщо на інших ділянках кількість виділених рослинних угруповань не перевищувала 5, то тут їх виділено 7 (з них 3 тільки в цьому водотоці). Серед досліджених водотоків це єдине місце де зростає червонокнижний вид *Nymphoides peltata* та представлено 2 угруповання з ним – *Trapo-Nymphoidetum* та *Nymphoidetum peltatae*. Окрім цієї ділянки доволі унікальним є заростаюче гирло Отножне, глибина якого зазвичай не перевищує 1 м і в якому найчастіше трапляються угруповання з *Hydrocharis morsus-ranae*, *Stratoides aloides* та *Ceratophyllum demersum*, при цьому заростання гирла є майже 100%.

I. В. Шевченко

Херсонська гідробіологічна станція НАН України, м. Херсон, Україна
e-mail: eirinheid@ukr.net

ДВОКРИЛІ КОМАХИ РОДИНИ CERATOROGONIDAE ВОДОЙМ ТА ВОДОТОКІВ ПОНИЗЗЯ ДНІПРА

Незважаючи на те, що у водних об'єктах пониззя Дніпра личинкові стадії мокреців (*Ceratopogonidae*) є другою, після комарів-дзвінців (*Chironomidae*), групою двокрилих комах за показниками зустрічальності, кількості та біомаси, системного визначення їх видового складу досі не проводилося. З огляду на це метою даної роботи був опис видового різноманіття родини *Ceratopogonidae* водойм та водотоків пониззя Дніпра з урахуванням показників кількості та біомаси водних стадій цих комах.

Матеріалом для даної роботи слугували личинки двокрилих комах родини *Ceratopogonidae*, що були знайдені в бентосних пробах у 2013–2015 роках та в планктонних пробах у 2014–2015 роках, відібраних у різнотипних водоймах та водотоках пониззя Дніпра. Відбір та обробка матеріалів проводилась за загальноприйнятими методиками гідробіологічних досліджень (Константинов, 1986),

видовий склад визначався за допомогою ряду визначників (Определитель пресноводных беспозвоночных Европейской части СССР, 1977; Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий, 2000).

Сезонні дослідження двокрилих комах проводились на наступних водотоках та водоймах: р. Дніпро (навпроти м. Херсон) з рукавом Кошова, р. Верхня Чайка, р. Вірвовчина, Сабецький лиман, Кардашинський лиман, Стеблівський лиман, озера Кругле, Назарово-Погоріле, Закитне, Скадовськ-Погоріле, Рогозувате, Безмен, Чичкувате та Лягушаче. Слід відзначити, що у донних пробах представники родини Ceratopogonidae зустрічалися частіше, ніж у планктонних (відібраних у заростях макрофітів). Досліджувані організми були виявлені у 11% бентосних проб та лише у 5% планктонних проб, показники кількості та біомаси Ceratopogonidae у планктонних пробах також були значно нижчими. Це дещо суперечить літературним даним (Определитель пресноводных беспозвоночных Европейской части СССР, 1977), які вказують саме на донні проби, як на такі, що містять лише незначний відсоток личинок Ceratopogonidae. Донні відкладення, на яких були знайдені досліджувані організми, були представлені піском з черепашкою, замуленим піском, мулом та детритом з домінуванням останніх двох типів відкладень. Планктонні та частина бентосних проб відбиралися у заростях вищих водяних рослин, що найбільш розповсюджені у досліджуваних водних об'єктах. Це фітоценози кушира зануреного (*Ceratophyllum demersum*), глечиків жовтих (*Nuphar lutea*) та очерету звичайного (*Phragmites australis*). Глибини, на яких були виявлені личинки Ceratopogonidae, коливались в межах від 0,4 до 2,5 м з середньою глибиною 1,3 м.

В ході досліджень було виявлено 4 роди та види представників родини Ceratopogonidae, що належать до триби Sphaeromiini підродини Palpomyiinae:

Bezzia (Homobezzia) bicolor (Meigen, 1804)

Mallochohelea setigera (Loew, 1864)

Nilobezzia formosa (Loew, 1869)

Shpaeromias pictus (Meigen, 1818)

Представники родини Ceratopogonidae були виявлені у 10 з 15 досліджених водойм та водотоків (табл. 1).

Таблиця 1. Видове різноманіття родини Ceratopogonidae водойм та водотоків пониззя Дніпра з урахуванням середніх показників кількості та біомаси (за дослідженнями 2013–2015 років)

Водойма	<i>Bezzia bicolor</i> *		<i>Mallochohelea setigera</i>		<i>Nilobezzia formosa</i>		<i>Shpaeromias pictus</i>	
	екз./м ³	г/м ³	екз./м ²	г/м ²	екз./м ²	г/м ²	екз./м ²	г/м ²
р. Дніпро	–**		–		–		50	0,35
р. Кошова	20	0,02	100	0,10	100	0,50	75	0,53
р. Вірвовчина	–		–		–		75	0,20
Кардашинський лиман	–		50	0,06	–		125	0,64
оз. Кругле	–		50	0,06	–		50	0,04
оз. Назарово-Погоріле	–		50	0,06	–		50	0,20
оз. Скадовськ-Погоріле	–		–		–		116	0,70
оз. Безмен	–		–		–		50	0,25
оз. Чичкувате	–		–		–		50	0,10
оз. Лягушаче	–		100	0,04	50	0,10	100	0,13

* – організми були виявлені лише у планктонних пробах;

** – тут і далі – досліджуваних організмів не виявлено

Серед досліджених водойм та водотоків найбільше видове різноманіття Ceratopogonidae було представлене у Кошовій (4 види) та озері Лягушачому (3 види).

Частота виявлення певного виду Ceratopogonidae та середні показники кількості та біомаси по видах наведені у таблиці 2.

Таблиця 2. Показники видової зустрічальності, кількості та біомаси представників родини Ceratorogonidae водойм та водотоків пониззя Дніпра (за дослідженнями 2013–2015 років)

Показник	<i>Bezzia bicolor</i>	<i>Mallochohelea setigera</i>	<i>Nilobezzia formosa</i>	<i>Shpaeromias pictus</i>
Видова зустрічальність, %	4	18	7	71
Кількість у бентосних пробах, екз./м ²	–	70	75	87
Біомаса у бентосних пробах, г/м ²	–	0,06	0,30	0,39
Кількість у планктонних пробах, екз./м ³	20	–	–	20
Біомаса у планктонних пробах, г/м ³	0,02	–	–	0,10

Виходячи з отриманих даних, варто констатувати, що в пониззі Дніпра домінуючим видом є крупний представник родини Ceratorogonidae – *Shpaeromias pictus*, чий середні показники кількості та біомаси досягали 87 екз./м² та 0,39 г/м² відповідно. Максимальні ж показники кількості та біомаси *Shpaeromias pictus* досягали 250 екз./м² (Кардашинський лиман, озеро Скадовськ-Погоріле) та 1,65 г/м² (озеро Скадовськ-Погоріле) відповідно.

Підсумовуючи результати досліджень варто зазначити наступне:

1. Двокрилі комахи родини Ceratorogonidae водойм та водотоків пониззя Дніпра представлені наступними видами: *Bezzia (Homobezzia) bicolor*, *Mallochohelea setigera*, *Nilobezzia formosa*, *Shpaeromias pictus*;

2. Показники кількості та біомаси личинок Ceratorogonidae коливались в межах від 50 до 250 екз./м² та від 0,04 до 1,65 г/м² відповідно і в середньому становили 83 екз./м² та 0,32 г/м²;

3. *Shpaeromias pictus* є домінуючим видом серед Ceratorogonidae пониззя Дніпра, виявленим у 10 з 15 досліджених водойм та водотоків.

В. В. Шукалевич

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

ГІСТОЛОГІЧНІ ДОСЛІДЖЕННЯ ВНУТРІШНІХ ОРГАНІВ ОКУНЯ ЗВИЧАЙНОГО (*Perca fluviatilis* L.) ОЗЕРА ГЛИБОКЕ У ЧОРНОБИЛЬСЬКІЙ ЗОНІ ВІДЧУЖЕННЯ

За умов певної стабілізації радіаційної ситуації на території Чорнобильської зони відчуження (ЧЗВ) динамічність процесів змін фізико-хімічних форм радіонуклідного забруднення на різних ділянках обумовлюють збільшення мобільних форм радіонуклідів, їхню біологічну доступність і перерозподіл у компонентах водних екосистем. При цьому самоочищення замкнутих водойм ЧЗВ відбувається повільно, внаслідок чого у біогідроценозах, особливо заплавлених водойм, спостерігається високий рівень радіонуклідного забруднення всіх компонентів.

Досліджено особливості структурного і функціонального стану деяких внутрішніх органів окуня звичайного виловленого в одній із найбільш забруднених радіонуклідами водоймі ЧЗВ – оз. Глибоке. В зябрах – встановлена репаративна регенерація зябрового епітелію, дезінтеграція клітин респіраторного епітелію, а також їх некроз і десквамація. В печінці спостерігали діапедез, дистрофію, поліморфізм гепатоцитів і їх ядер, а також некроз. В селезінці виявлені зміни, пов'язані з порушеннями кровопостачання.

Ключові слова: окунь звичайний, Чорнобильська зона відчуження, радіонуклідне забруднення, гістологічний аналіз, печінка, селезінка, зябра.

Матеріали та методи досліджень. Об'єктом досліджень був окунь звичайний (*Perca fluviatilis*). Збір матеріалу проводили у весняно-літні періоди 2013 і 2015 рр. в оз. Глибоке, яке розташоване на території лівобережної заплави р. Прип'яті з високою щільністю забруднення головними дозоутворюючими радіонуклідами (7400 – 18500 кБк/м²). Всього було відібрано близько 76 екземплярів риб. Потужність поглиненої дози у досліджений період для дослідженого виду риб в середньому становила близько 240 мкГр/год, в той час як для риби контрольних водних об'єктів дозове навантаження не перевищувала 0,12 мкГр/год.

Іхтіотоксикологічний стан риб оцінювали за системою:

- 1 - відсутність патологоанатомічних змін;
- 2 - легкі пошкодження риб, які не викликають смертельного результату;
- 3 - пошкодження середньої тяжкості, які проявляються як зовні, так і під час розтину, але ще не загрожують життю риб;
- 4 - наявність пошкоджень, що носять незворотний характер і загрожують життю риб, особливо при впливі стрес-факторів;

Експериментальний матеріал оброблювали методами класичної гістології. Тканину органа фіксували в 9%-му розчині формальдегіду. Матеріал заливали в парафін, робили зрізи товщиною 8–10 мкм фарбували гематоксилін-еозином. Мікроскопію фіксованих і пофарбованих препаратів здійснювали за допомогою світлового мікроскопа «ZEISS. PrimoStar», окуляр 10, об'єктив 40.

Статистична обробка матеріалу здійснювалась стандартними методами.

Мета. Аналіз гістологічних змін внутрішніх органів окуня звичайного (*Perca fluviatilis*) в умовах хронічного впливу йонізуючого випромінювання у водоймах ЧЗВ.

Результати. Порушення зябрового апарату риб мали місце у всіх досліджених особин. Найбільш вираженою зміною була проліферація багат шарового незроговілого епітелію філаменту, респіраторного епітелію, деформація ламел, що супроводжувалася пошкодженням капілярів ламел і кровоносних судин філаменту. Поряд з гіперплазією елементів зябер різного ступеня вираженості відзначали деформацію філаменту і атрофію ламел, а також різку гіпертрофію слизових келихоподібних клітин, які перебували у великих кількостях серед розростань багат шарового незроговілого епітелію, особливо у верхніх ділянках філаменту. Виявлено, що поряд з репаративною регенерацією зябрового епітелію, мали місце патологічні зміни - дезінтеграція клітин респіраторного епітелію на верхівках ламел, їх некроз і десквамація. На верхівках ламел спостерігали розростання респіраторного епітелію у вигляді, так званих, «барабаних паличок».

Дослідження препаратів печінки окуня дозволило виявити деякі порушення архітекtonіки органу, а саме – слабе простежування балочної будови органу. Виявлений діapedез – значна кількість дрібних крововиливів. Досить часто відзначали клітинний поліморфізм гепатоцитів. Ядра гепатоцитів характеризувалися різнорозмірністю. Спостерігали дистрофію гепатоцитів, яка проявлялася у великій кількості зерен і крапель в цитоплазмі, що характерно для зернистої дистрофії. При малому збільшенні зріз тканини печінки нагадував мускатний горіх – так звана мускатна печінка. При великому збільшенні зазначалося повнокров'я судин органу. Синусоїдні капіляри печінки були нерівномірно розширені і заповнені форменими елементами крові. Виявлені значні ділянки некрозу печінкових клітин.

Аналіз тканини селезінки показав, що основну частину площі зрізу займала червона пульпа. Біла пульпа була представлена незначними неправильної форми ділянками, які концентрувалися біля артеріол. Частка білої пульпи була значно вище на периферії органу. На загальному фоні чітко була видна мережа сполучнотканинних трабекул. Слід зазначити, що біла пульпа без чітких меж переходила в червону.

Трабекулярні артерії у половини досліджених особин були значно розширені. Синусоїди червоної пульпи характеризувалися застійними явищами, їх просвіт був сильно розширений, стінки потовщені.

Висновки. Виконаний аналіз гістологічних препаратів деяких внутрішніх органів окуня звичайного з оз. Глибоке у ЧЗВ, за умов потужності поглиненої дози опромінення близько 240 мкГр/год, дозволив виявити в зябрових тканинах риб репаративну регенерацію і дезінтеграцію клітин респіраторного епітелію, а також некроз і десквамацію. В печінці встановлені діapedез, дистрофія, поліморфізм гепатоцитів і їх ядер, а також некроз клітин. Зареєстровано гістологічні зміни, пов'язані з порушенням кровопостачання селезінки.

Таким чином, у всіх досліджених особин окуня з оз. Глибоке спостерігали гістопатологічні зміни внутрішніх органів, які за умов відсутності головних чинників антропогенного впливу на водні екосистеми у ЧЗВ, окрім радіаційного, свідчать про негативний вплив хронічних малих доз йонізуючого випромінювання на представників іхтіоценозу.

А. А. Явнюк¹, Ю. О. Кутлахмедов²

¹Національний авіаційний університет, Київ, Україна,

*²Інститут клітинної біології та генетичної інженерії НАН України,
Київ, Україна*

e-mail: ¹a_yavnyuk@ukr.net, ²ecoetic@yandex.ru

КАМЕРНІ МОДЕЛІ ПОВЕДІНКИ РАДІОНУКЛІДІВ ¹³⁷Cs ТА ⁹⁰Sr В ОЗЕРІ ГЛИБОКЕ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ

Одним з базових принципів дослідження наслідків радіоекологічних аварій для біоти є аналіз процесів переходу забруднюючих речовин між окремими компонентами в екосистемі та виявлення депонуючих ланок. Моделювання переносу радіонуклідів в екосистемі передбачає два етапи: побудову концептуальної моделі та формування на її основі математичної моделі. Камерні моделі, які мають широке застосування в екології, дозволяють адекватно математично описати радіоекологічні процеси в екосистемах різної складності та дослідити ланцюг перенесення радіонуклідів (Георгиевский, 1994; Артемова и др., 1980; Петрусенко, 2009; Матвеева, 2016; Кутлахмедов та ін., 2013). У таких моделях ланцюг перенесення радіонуклідів розділено на камери. Сам процес переходу математично описується звичайним диференціальним рівнянням зі змінними параметрами, які можуть залежати від особливостей поглинання радіонуклідів рослинністю при аварійному викиді, вторинному пилоутворенні, вивітрюванні, кореновому забрудненні, тощо. Ці параметри визначають взаємодію між камерами, яку задають за допомогою коефіцієнтів, що описують швидкість переходу (Петрусенко та ін., 2008; Матвеева та ін., 2006). При складанні рівнянь математичних моделей припускається, що швидкість перенесення речовини з однієї камери в іншу пропорційна концентрації речовини в камері джерела (кінетика першого порядку). При цьому враховуються загальні втрати (в тому числі і за рахунок радіоактивного розпаду) та швидкості надходження радіоактивних речовин. Коефіцієнти, як правило, є змінними та розраховуються як швидкість зміни питомої активності досліджуваних радіоактивних речовин. Швидкість зміни питомої активності, визначається як різниця між активністю, що надходить до камери та втратами з неї (Георгиевский, 1994). За основу для розрахунків слугують як дані натурних досліджень, так і літературні дані (Зотов та ін., 2003, Матвеева та ін., 2005).

На основі аналізу поведінки основних дозоутворюючих радіонуклідів чорнобильського походження – ^{137}Cs та ^{90}Sr , створено камерні моделі їх міграції для екосистем озер Глибоке та Далеке, що є найбільш радіоактивно забрудненими водоймами Чорнобильської зони відчуження.

За початкові умови для розв'язку систем диференціальних рівнянь брали частку активності радіонуклідів у досліджуваних камерах – % від загального запасу в екосистемі оз. Глибокого за 2000-2004 роки, базуючись на даних колективної монографії (Кузьменко та ін., 2010). Побудування моделі мало на меті прогноз поведінки радіонуклідів протягом наступних 20-ти років. При моделюванні враховували фактор розпаду радіонуклідів.

Моделювання поведінки радіонуклідів передбачало розв'язок систем диференціальних рівнянь, які описують динаміку питомої активності радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr у біотичних та абіотичних компонентах озер Глибоке (відповідно системи рівнянь 1.1 та 1.2).

Система диференціальних рівнянь 1.1 для ^{137}Cs з початковими умовами питомої активності $C_0(0) = 3,80\%$; $C_1(0) = 0,61\%$; $C_2(0) = 0,14\%$; $C_3(0) = 95,30\%$ мала такий вигляд:

$$\begin{cases} \frac{dC_0}{dt} = -0,0001C_0 - \lambda_1 C_0, \\ \frac{dC_1}{dt} = 0,0001C_0 - 0,33C_1 + 0,03C_2 + 0,0005C_3 - 0,005C_1 - \lambda_1 C_1, \\ \frac{dC_2}{dt} = 0,33C_1 - 0,03C_2 - 0,0001C_2 + 0,00001C_3 - \lambda_1 C_2, \\ \frac{dC_3}{dt} = 0,005C_1 - 0,0005C_3 + 0,0001C_2 - 0,00001C_3 - \lambda_1 C_3, \end{cases} \quad (1.1)$$

де λ_1 – стала піврозпаду радіонукліду ^{137}Cs , $\lambda_1 = 0,693/30,17$ років = $0,023$ року $^{-1}$;

C_0, C_1, C_2, C_3 – частка радіонуклідів у камерах «Поверхневий стік», «Вода», «Біота (очерет звичайний)» та «Донні відклади», активність у % від загального запасу в екосистемі.

Систему рівнянь розв'язано з допомогою програмних продуктів MathCad та Maple.

Система диференціальних рівнянь 1.2, яка характеризує поведінку ^{90}Sr , з початковими умовами $C_0(0) = 3,40\%$; $C_1(0) = 9,90\%$; $C_2(0) = 0,013\%$; $C_3(0) = 86,0\%$, мала такий вигляд:

$$\begin{cases} \frac{dC_0}{dt} = -0,01C_0 - \lambda_2 C_0, \\ \frac{dC_1}{dt} = 0,01C_0 - 0,02C_1 + 0,002C_2 + 0,0003C_3 - 0,32C_1 - \lambda_2 C_1, \\ \frac{dC_2}{dt} = 0,02C_1 - 0,002C_2 - 0,098C_2 + 0,00096C_3 - \lambda_2 C_2, \\ \frac{dC_3}{dt} = 0,32C_1 - 0,0003C_3 + 0,098C_2 - 0,00096C_3 - \lambda_2 C_3, \end{cases} \quad (1.2)$$

де λ_2 – стала піврозпаду радіонукліду ^{90}Sr , $\lambda_2 = 0,693/28,79$ років = $0,024$ року $^{-1}$;

C_0-C_3 – частка радіонуклідів у камерах, % від загального запасу в екосистемі.

Швидкості переходу між камерами $a_{01}, a_{12}, a_{21}, a_{23}, a_{32}, a_{13}$ та a_{31} розраховували як частку радіонукліду, яка переходить з однієї камери до іншої, наприклад, для розрахунку швидкості переходу радіонуклідів a_{12} використовували співвідношення активності у камері 2 («Біота (очерет звичайний)») – C_2 до C_1 («Вода»).

Результати моделювання поведінки радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr у компонентах озера Глибоке ЧЗВ показали, що в біомасі очерету звичайного протягом 20 років, наступних за 2000-м роком, може бути накопичено не більше 1 % від загального запасу

цих радіонуклідів у водній екосистемі. За розрахунками прогнозовано значне зниження вмісту досліджуваних радіонуклідів у воді досліджуваної водойми. Частка ^{137}Cs у воді озера Глибоке протягом 20 років має зменшуватися на порядок, а вміст ^{90}Sr – на 2 порядки. За розрахунками згідно запропонованих моделей спостерігається вихід кривих активності ^{137}Cs та ^{90}Sr у камерах «Вода» та «Біота (очерет звичайний)» на плато, що характеризує встановлення рівноваги розподілу радіонуклідів між цими компонентами озерної екосистеми. Поступове незначне зменшення активності радіонуклідів у донних відкладах може бути пов'язано з їх частковим переходом до інших компонентів, таких, як завісі та рослини.

Таким чином, при розробці комплексу заходів з попередження та прогнозування трансформацій радіонуклідів в водних екосистемах необхідно враховувати перехід радіонуклідів до біотичних компонентів. Результати досліджень можуть бути використані при обчисленні радіоємності забруднених радіонуклідами водойм.

А. А. Яровой

*Институт гидробиологии НАН Украины, Киев, Украина
e-mail: Oleksandr.iarovi@gmail.com*

ПРОДУКЦИОННЫЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ ФИТОПЛАНКТОНА В ВОДОЕМАХ С ЭКСТРЕМАЛЬНО ВЫСОКИМИ КОНЦЕНТРАЦИЯМИ РАСТВОРЕННЫХ СОЕДИНЕНИЙ АЗОТА

Азот в нитратной и аммонийной формах является необходимым для роста биогенным элементом для всех фотосинтезирующих организмов. Существенный интерес представляет исследование влияния экстремально высоких концентраций этих соединений на формирование планктонных альгосообществ и их продукционные характеристики. Данные такого плана в литературе немногочисленны. В то же время они представляют интерес для понимания трансформации альгосообществ в условиях загрязнения водоемов соединениями азота. Кроме того, определение приспособленных к таким условиям видов важно для их использования в доочистке вод от высокого содержания аммонийного и нитратного азота.

Исследования проводили в июне-сентябре 2015 г. в каскаде из четырех водоемов с экстремально высоким содержанием аммонийного и нитратного азота аллохтонного происхождения, расположенных на территории парка «Александрия» (г. Белая Церковь) и двух рыбоводных прудах (9б и 10) белоцерковской экспериментальной гидробиологической станции Института гидробиологии НАН Украины. Максимальные уровни загрязнения азотом наблюдались в верхнем участке второго водоема, впоследствии снижаясь вниз по каскаду. В результате наблюдается градиент концентраций аммонийного и нитратного азота, который при прочих подобных условиях позволяет исследовать влияние разных концентраций этих соединений, вплоть до экстремальных, на состав сообществ фитопланктона и его продукционные характеристики.

В условиях наших исследований концентрации растворенного аммонийного азота изменялись от 250–350 мгN/дм³ у источника попадания соединений азота в первом и втором водоемах до 4–40 мгN/дм³ в четвертом, растворенного нитратного азота – от 80–180 мгN/дм³ у источника до 15–40 мгN/дм³ для 4-го водоема, нитритного азота, напротив, возрастали от 0,8–4,0 мгN/дм³ для 2-го до 2,0–5,5 мгN/дм³ для 4-го водоема. Таким образом, стабильно высокие концентрации аммонийного и нитратного азота отмечены во втором водоеме, где располагается источник попадания этих веществ в каскад. В двух рыбоводных прудах значения концентраций соединений азота были

существенно ниже и составляли 0,3–1,3 мгN/дм³ для аммонийного, 0,5–1,0 мгN/дм³ для нитратного и 0,01–0,05 мгN/дм³ для нитритного. Определенные нами уровни загрязнения каскада водоемов соединениями азота несколько меньше зафиксированных ранее другими авторами [Крот и др., 2004].

Концентрация растворенного фосфора в каскаде водоемов составляла 0,1–0,2 мгP/дм³ без общей тенденции изменения по каскаду и резких колебаний в исследуемый период. В рыбоводных прудах, напротив, она была непостоянной и находилась в пределах 0,2–1,1 мгP/дм³. Самые высокие показатели бихроматной окисляемости наблюдались во втором, наиболее загрязненном соединениями азота водоеме (257 мгО/дм³), снижаясь вниз по каскаду (80 мгО/дм³ в 4-ом водоеме) и рыбоводном пруде 9б (218 мгО/дм³), величины перманганатной окисляемости составляли соответственно 11, 16 мгО/дм³ и 60 мгО/дм³.

Полученные данные свидетельствуют о том, что в летний сезон (июль) в первом и втором водоемах по численности доминировали зеленые водоросли (*Scenedesmus obliquus* Kütz., *Scenedesmus falcatus* Chodat и др.), составляя до 60% общей численности фитопланктона. Вклад зеленых водорослей в общую численность увеличивался вниз по каскаду водоемов, достигая 80 % в четвертом. По биомассе в первом и втором водоемах доминировали эвгленовые (45–80% общей биомассы фитопланктона), среди которых преобладали *Euglena granulata* (G. A. Kelbs) Schmitz, *Euglena obtusa* Van Goor и *Phacus curvicauda* Svirenko. В планктоне также встречались синезеленые (*Oscillatoria tenuis* C. Agardh) и диатомовые (*Nitzschia paleaceae* Grunow, *Caloneis amphisbaena* Cleve) водоросли. В третьем водоеме фитопланктон был более разнообразным. По биомассе доминировали эвгленовые (50–70% от общей биомассы), из них преобладали виды *Phacus mirabilis* Pochmann, *Lepocinclis ovum* (Ehrenb.) Lemmerm. var. *ovum*, *Lepocinclis steinii* Lemmermann. Возросла доля зеленых водорослей в общей биомассе (*Koliella longiseta* Hindák, *Scenedesmus obliquus*). Встречались также диатомовые (*Melosira italica* Kütz. *Navicula cryptocephala* Kütz. и др.) водоросли. В четвертом водоеме ведущим отделом по биомассе оставались эвгленовые водоросли (35–60% общей биомассы) с возросшим примерно равным вкладом зеленых и диатомовых (15 и 25% общей биомассы соответственно). Из эвгленовых доминировали *Euglena granulata* и *Trachelomonas volvocina* Ehrenb., из зеленых – *Chlamydomonas* sp. и *Scenedesmus obliquus*, диатомовых – *Caloneis amphisbaena*. Фитопланктон рыбоводных прудов был наиболее разнообразным, по численности преобладали (40–70% от общей численности) синезеленые водоросли, из них наиболее часто встречались *Anabaena* sp. и *Merismopedia punctata* Meyen. Зеленые водоросли составляли 20–40% от общей численности и до 50% биомассы фитопланктона. Доминировали *Scenedesmus falcatus*, *Scenedesmus obliquus*. Существенный вклад в общую биомассу фитопланктона (25%) вносили эвгленовые водоросли. В планктоне встречались также диатомовые, харовые, динофитовые и желто-зеленые водоросли*.

В самое теплое время исследуемого периода (начало августа) в рыбоводных прудах и окружающих не затронутых этим исследованием водоемах наблюдалось “цветение” воды, обусловленное массовым развитием синезеленых водорослей. В загрязненных азотом исследуемых водоемах оно не наблюдалось.

Очевидна значительная стратифицирующая роль загрязнения соединениями азота на состав фитопланктона водоемов. Общей чертой для загрязненных водоемов была низкая численность водорослей – 1,5–2,7 млн. кл/дм³ по сравнению с рыбоводными прудами – 15–20 млн. кл/дм³. Значительна разница также в показателях биомассы водорослей: 0,3–0,8 мг/дм³ во втором водоеме и 2–3 мг/дм³ в рыбоводных прудах.

Подобным образом распределяются и значения концентрации хлорофилла *a* фитопланктона. Для первого и второго она составляет 5–12 мкг/дм³, возрастая к четвертому водоему до величин 70–120 мкг/дм³, сопоставимых со значениями в рыбоводных прудах 110–120 мкг/дм³.

С полученными данными по содержанию хлорофилла *a* и биомассе фитопланктона хорошо коррелируют продукционные характеристики планктонной биоты. В исследуемых водоемах были проведены эксперименты по определению валовой суточной продукции и деструкции органического вещества. Полученные результаты свидетельствуют об ингибирующем влиянии экстремально высоких концентраций азота на эти процессы. По мере уменьшения концентрации растворенных соединений азота значения валовой продукции растут от 1,5 мг/дм³ O₂ во втором водоеме до 7 мг/дм³ O₂ в четвертом и 8–9 мг/дм³ в рыбоводных прудах. В то же время при значениях концентраций растворенных соединений азота, достигаемых в четвертом водоеме каскада 180 мг/дм³ для аммонийного и 60 мг/дм³ для нитратного, значения продукции и деструкции практически достигают уровней незагрязненных водоемов.

Таким образом, полученные результаты дополняют имеющиеся данные по фитопланктону и его продукционным характеристикам в водоемах с экстремально высоким содержанием растворенных соединений азота и большим количеством органического вещества. Показано, что в таких условиях по численности доминируют зеленые водоросли, по биомассе – эвгленовые. Обнаружена прямая связь увеличения содержания хлорофилла *a*, численности и биомассы фитопланктона, а также валовой продукции с уменьшением экстремально высоких концентраций соединений азота. Очевидна стратифицирующая роль разных уровней загрязнения водоема азотом на состав фитопланктона. Перспективными в дальнейшем изучении с целью использования в очистке вод от избыточного содержания соединений азота являются не только зеленые, но и эвгленовые водоросли родов *Euglena* и *Phacus*.

*Помощь в определении видового состава фитопланктона оказана Мантуровой О.В.

Алфавітний покажчик

Абрамюк І. І.	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	7
Батог С. В.	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	9, 20
Білоус О. П.	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	11
Водяницький О. М.	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	13
Ганжа Х. Д.	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	15
Глуховський П. В.	<i>Національний Університет, Лос-Анджелес, США</i>	37
Гончарова М. Т.	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	16
Гуляєва О. О.	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	17
Гупало О. О.	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	18
Жежеря В. А.	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	20
Жежеря Т. П.	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	20
Задорожна Г. М.	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	20
Іванова Н. О.	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	11
Ігнатенко І. І.	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	23
Ігнатюк Ю. В.,	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	25
Коржов Є. І.	<i>Херсонська гідробіологічна станція НАН України</i>	26
Кравцова О. В.	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	28
Красуцька Н. О.	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	29
Кутлахмедов Ю. О.	<i>Інститут клітинної біології та генетичної інженерії НАН України, Київ, Україна</i>	60
Маренков О. М.	<i>Дніпропетровський національний університет імені Олеся Гончара</i>	31
Марценюк В. М.	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	32
Марченко І. С.	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	34
Медовник Д. В.	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	35
Мітюкова О. Г.	<i>Національний університет «Києво–Могилянська академія», Київ, Україна</i>	37
Морозовська І. О.	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	39
Мусій Т. О.	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	41
Набокін М. В.	<i>Нижньодністровський національний природний парк</i>	42
Незбрицька І. М.	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	43
Пархоменко О. О.	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	45
Подругіна А. Б.	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	16
Причепа М. В.	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	13, 35
Пришляк С. П.	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	46

Скоблей М. П.	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	47
Старосила Є. В.	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	49
Степанова Т. І.	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	50
Ткаченко В. В.	<i>Приазовський національний природний парк</i>	52
Філіпова К. Є.	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	54
Черткова М. С.	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	55
Шевченко І. В.	<i>Херсонська гідробіологічна станція НАН України</i>	56
Шукалевич В. В.	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	58
Юришинець І. В.	<i>ННЦ «Інститут біології» КНУ ім. Тараса Шевченка</i>	25
Явнюк А. А.	<i>Національний авіаційний університет, Київ, Україна</i>	60
Яровий О. О.	<i>Інститут гідробіології НАН України</i>	62