

Періодичне видання 3 (14) 2001



Наукові записки

Серія: біологія

Спеціальний випуск:
ГІДРОЕКОЛОГІЯ



 **Тернопільський
педуніверситет**
ім. Володимира Гнатюка

ББК 28
Н 34

Наукові записки Тернопільського державного педагогічного університету
ім. Володимира Гнатюка. Серія: Біологія, № 3 (14) Спеціальний випуск:
Гідроекологія. — 2001. — 250 с.

*Друкується за рішенням вченої ради
Тернопільського державного педагогічного університету
ім. Володимира Гнатюка
від 04.09.2001 р. (протокол № 1)*

РЕДАКЦІЙНА КОЛЕГІЯ:

М.М. Барна	кандидат біологічних наук, професор (головний редактор)
О.М. Арсан	доктор біологічних наук, професор
В.В. Грубінко	доктор біологічних наук, професор (заступник головного редактора)
О.О. Протасов	доктор біологічних наук, професор
В.Д. Романенко	академік НАН України, доктор біологічних наук, професор
Л.Я. Сіренко	доктор біологічних наук, професор
В.М. Якушин	доктор біологічних наук
Н.В. Мшанецька	кандидат біологічних наук, доцент (секретар)

Літературний редактор: *З.М. Бичко*
Комп'ютерна верстка: *С.Й. Феник*

*Збірник входить до переліку наукових фахових видань ВАК України
Свідоцтво про держреєстрацію: ТР № 241 від 18.11.97*

ББК 28
Н 34

© Тернопільський державний педагогічний університет
ім. Володимира Гнатюка

ЗАГАЛЬНІ ПРОБЛЕМИ ГІДРОЕКОЛОГІЇ

УДК [574. 5: 341. 221. 1/232] [477]

В.Д. Романенко

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

СТРАТЕГІЧНІ НАПРЯМИ ВОДНО-ЕКОЛОГІЧНОЇ ПОЛІТИКИ В УКРАЇНІ

Україна як член Міжнародного співтовариства визначає стратегічні напрями водно-екологічної політики відповідно до міжнародних рішень з цього питання. Так, Міжнародна конференція у Ріо-де-Жанейро (1991 р.) [5] звернулася до світового співтовариства із закликом про необхідність переходу на шлях до сталого розвитку, який передбачає збалансований підхід до розв'язання соціально-економічних проблем і збереження довкілля для майбутніх поколінь. Під водоресурсною складовою сталого розвитку розуміють такий стан водних об'єктів та систем їх експлуатації, при якому загроза екологічній та економічній безпеці країни виключається. При цьому збереження природних якостей водних екосистем є обов'язковою умовою їх раціонального господарського використання. Стан водних ресурсів країни повинен гарантувати забезпечення населення і різних галузей народного господарства високоякісною питною водою в необхідній кількості.

Серед європейських країн Україна за сумарним річковим стоком характеризується низькою водозабезпеченістю. За запасами місцевих водних ресурсів на душу населення в Україні призначається близько 1,0 тис. м³, а це значно менше, ніж у середньому в Європі (4,6 тис. м³). Нижча, ніж в Україні, водозабезпеченість населення тільки в Угорщині (0,8 тис. м³) та у Молдові (0,3 тис. м³). На території України формується тільки 52,4 км³ прісних вод, а решта надходить із стоком Дунаю (128 км³), Дніпра (34,4 км³), Дністра (0,8 км³), Сіверського Дінця (1,8 км³). Річки, які течуть по території декількох країн, прикордонні річки і річки змішаного типу мають статус міжнародних. За цими ознаками зазначені річки та Західний Буг відносять до міжнародних річок.

Водозбірна площа Дніпра поширюється на шість областей Російської Федерації (20% від загальної площі басейну), п'ять областей Білорусі (22%) і 19 областей України (58%). Дністер тече по території України і Молдови, Західний Буг — прикордонна річка між Україною, Польщею і Республікою Білорусь. Водний стік Сіверського Дінця формується на території Російської Федерації (44%) та України (56%). Басейн Дунаю охоплює значні території 16 європейських країн. Басейни вказаних річок відзначаються високою насиченістю промисловими, комунально-побутовими і сільськогосподарськими виробництвами, що істотно впливає на формування якості води. Особливо це виявляється в басейні Дніпра, який є великим багатогалузевим природно-господарським комплексом. Так, тільки в басейні верхнього Дніпра розміщені, крім Чорнобильської, ще чотири атомні електростанції. На р. Сейм (60 км від кордону з Україною) розташована Курська АЕС з п'ятьма блоками. На р. Десні функціонує Смоленська АЕС (чотири блоки), а в басейні Прип'яті на річках Стир і Горинь працюють Хмельницька і Рівненська АЕС.

За насиченістю атомними електростанціями басейн верхнього Дніпра немає рівних у світовій практиці. Значну загрозу для екосистем Шацьких озер становить будівництво на території Республіки Білорусь Малоритського крейдодобувного кар'єру. Велика його глибина (50 м) та близькість до Шацьких озер (20 км від кордону з Україною) може призвести до перерозподілу водного стоку та різкого погіршення гідрологічного режиму в Шацьких озерах. Верхів'я р. Прип'яті в недалекому майбутньому може стати великим промисловим центром з видобування мідної руди, а відповідно — і джерелом забруднення річкових вод важкими металами. Наведені приклади свідчать, що прикордонні річки сьогодні вимагають особливої уваги і міждержавного регулювання їх раціонального використання та охорони.

ЗАГАЛЬНІ ПРОБЛЕМИ ГІДРОЕКОЛОГІЇ

Отже, господарське використання водних ресурсів в умовах сталого розвитку держави повинно базуватись перш за все на оцінці умов формування водного стоку, припустимих рівнів їх використання, екологічно допустимого розміщення і функціонування виробництв.

Затверджена Верховною Радою Постанова (1998 р.) «Про основні напрями державної політики України у галузі охорони довкілля, використання природних ресурсів та забезпечення екологічної безпеки» [4] передбачає розробку та впровадження екологічно обґрунтованої стратегії регулювання природокористування, інтеграцію національної політики регулювання екологічної безпеки у європейський і світовий екологічний процес. Згідно з цією стратегією сформульовані конкретні завдання на період до 2015 року. Це — поліпшення екологічного стану басейну Дніпра та якості питної води, запобігання забрудненню Чорного і Азовського морів, поліпшення їх екологічного стану, збереження біологічного та ландшафтного різноманіття, розвиток природно-заповідної справи.

На реалізацію державної політики України щодо сталого розвитку спрямовані «Національна програма екологічного оздоровлення басейну Дніпра та поліпшення якості питної води» (1997 р.), Програма технічної допомоги урядом Канади «Розвиток управління навколишнім середовищем в Україні (район басейну Дніпра)». Наприкінці 2000 р. затверджена програма ООН «Підготовка стратегічної програми дій для басейну ріки Дніпро та розробка механізмів її реалізації». Програма здійснюється за участю національних (Російська Федерація, Республіка Білорусь, Україна) та міжнародних експертних груп і центрів за такими напрямками:

- біорізноманіття;
- запобігання забрудненню, «чисте» виробництво;
- законодавчі та нормативні аспекти, економічні механізми;
- моніторинг забруднення;
- інформаційний менеджмент;
- управління водними ресурсами.

Участь у виконанні цієї програми є одним із пріоритетних напрямів діяльності наукових установ і організацій гідроекологічного профілю.

Важливим кроком до сталого розвитку є ухвалення Верховною Радою Закону «Про загальнодержавну програму формування національної екологічної мережі України на 2000–2015 роки» [2]. Під екологічною мережею розуміють єдину територіальну систему, яка включає ділянки природних ландшафтів, що підлягають особливій охороні, території та об'єкти природно-заповідного фонду, курортні, лікувально-оздоровчі, рекреаційні, водозахисні, полезахисні території та об'єкти інших типів, що визначаються законодавством України і є частиною структурних територіальних елементів екомережі природних регіонів, природних коридорів та буферних зон.

Основною метою такої програми є збереження природних екосистем, видового різноманіття рослин і тварин та їх популяцій, сприяння збалансованому і невиснажливому використанню біологічних ресурсів при здійсненні господарської діяльності. Щодо водних об'єктів необхідно забезпечити наукове обґрунтування включення до екомережі окремих водойм і водотоків, здійснення інтегральної екологічної оцінки стану та впровадження нормативних вимог до якості води та біологічного різноманіття їх екосистем. Біологічне різноманіття можна розглядати як відображення екологічного стану водного об'єкта.

Формування національної екомережі передбачає збільшення територій та об'єктів природно-заповідного фонду. На території України (2001 р.) налічується три біосферні заповідники, 14 природних заповідників і сім національних природних парків загальною площею 2 399 тис. гектарів.

До 2005 р. екомережа територій, що охороняються, повинна збільшитись до 4 255 тис. гектарів, а у 2015 р. вона буде займати площу 6 275 тис. гектарів. З огляду на ці дані, слід звернути увагу на те, що на території України нема жодного гідролого-гідробіологічного заповідника, тематична спрямованість якого відігравала б винятково важливу роль у формуванні еталонних водних екосистем з їх характерною флорою і фауною.

Створення національної екомережі передбачає включення її до єдиної Всеєвропейської екомережі. Такий процес може здійснюватись завдяки об'єднанню української екомережі та екомережі Республіки Білорусь, Російської Федерації, Молдови, Польщі, Румунії, Словаччини. При цьому будуть створюватись відповідні транскордонні заповідні об'єкти. Серед них за участю України визначені, зокрема, такі:

- біосферний резерват «Східні Карпати» (Україна, Польща, Словаччина);
- Дунайський біосферний заповідник (Україна, Румунія);
- біосферний заповідник «Розточчя» (Україна, Польща);
- біосферний резерват «Західне Полісся» (Україна, Польща);
- національний парк «Прип'ять — Стохід» (Україна, Республіка Білорусь);
- біосферний резерват «Брянські та Старогутські ліси» (Україна, Російська Федерація);
- національний парк «Печенізьке поле» (Україна, Російська Федерація);

ЗАГАЛЬНІ ПРОБЛЕМИ ГІДРОЕКОЛОГІЇ

- Керченсько-Таманський заповідник «Кімеріда» (Україна, Російська Федерація).

У формуванні екомережі важливу роль відіграють річкові системи, як екокоридори. Тому екосистему річки з її внутрішньоводойними процесами необхідно розглядати в нерозривному зв'язку з водозбірною площею, тобто підсистемами лук, лісу та ріллі.

Стратегічні напрями в галузі захисту та відтворення морських екосистем відображені у Конвенції про захист Чорного моря від забруднень. Конвенція підписана у 1992 р. урядом і ратифікована Верховною Радою України у 1994 р. Вона передбачає створення юридичних основ для об'єднання зусиль країн Чорноморського басейну по збереженню довкілля Чорного і Азовського морів, раціональному використанню їх біологічних ресурсів. У Протоколах, що додаються до Конвенції, визначаються обмеження щодо надходження забруднень із джерел, розташованих на території країн Чорноморського басейну. Конвенція забороняє поховання хімічних речовин у морі та різко обмежує забруднення морських вод нафтопродуктами та іншими небезпечними для морських екосистем речовинами.

Уряд України підписав Конвенцію про запобігання забрудненню морського середовища із суден (1999 р.), яка визначає Чорне та Азовське моря спеціальними регіонами, які підлягають охороні. Враховуючи надзвичайно важливу роль Азовського і Чорного морів як транспортних магістралей, які з'єднують Україну із зарубіжними країнами, підписання судноплавної Конвенції з її екологічною спрямованістю є дійовим заходом поліпшення екологічного стану морського середовища.

Оздоровленню екосистеми Чорного моря сприяє виконання завдань Міжнародної чорноморської програми та зменшення надходжень забруднень з водозбірної площі Дунаю та Дніпра, що передбачено іншими відповідними програмами. Цій меті служать і об'єкти природно-заповідного фонду. Тільки на морському узбережжі України створено сім природних заповідників, один національний природний парк, 35 природних заказників, 32 парки-пам'ятники, 102 пам'ятники природи; їх загальна площа становить 2,8 тис. км², або близько 15% від площі прибережної смуги морів.

У гирлових зонах Дніпра і Дунаю розташовані Чорноморський і Дунайський біосферні заповідники, які відіграють важливу роль у збереженні біологічного різноманіття рідкісних і зникаючих видів рослин і тварин. Так, до Червоної книги України занесені чотири види осетрових: білуга, шип, стерлядь, атлантичний осетер та чорноморський і дунайський лососі. Обмежено або повністю заборонено вилов чорноморської кефалі, барабульки, камбали-калкана, ставриди. Призупинено добування чорноморської червоної водорості філофори.

Отже, правове регулювання використання морських вод відіграє важливу роль у запобіганні надмірному забрудненню та у збереженні біологічного різноманіття морської флори і фауни.

ЛІТЕРАТУРА

1. Данилишин Б.М., Дорогунцов С.І., Міщенко В.С. та ін. Природно-ресурсний потенціал сталого розвитку України. — Київ, РВПС України, 1999. — 716 с.
2. Загальнодержавна програма формування національної екологічної мережі України на 2000 — 2015 роки. Затверджено Законом України від 21 вересня 2000 р. № 1989 — Ш.
3. Закон України «Про охорону навколишнього природного середовища» від 26.06.1991 р.
4. Постанова Верховної Ради України № 188/98 ВР «Про основні напрями державної політики України у галузі охорони довкілля, використання природних ресурсів та забезпечення екологічної безпеки» від 5.03.1998 р.
5. Програма дійсвий. Повестка дня на ХХІ век и другие документи конференции в Рио-де-Жанейро. — Женева, 1993 г.

УДК 597

М.Ю. Євтушенко

Національний аграрний університет, м. Київ

ПІДСУМКИ ТА ЗАДАЧІ ІХТІОЛОГІЧНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ В УКРАЇНІ НА МЕЖІ СТОЛІТЬ

Останні роки минулого століття характеризуються певним спадом розвитку як фундаментальних, так і прикладних іхтіологічних досліджень в Україні. Складні економічні умови, що склалися в державі в останні роки, не сприяли здійсненню моніторингових спостережень за станом іхтіофауни у водоймах різного типу, а також проведенню глибоких фундаментальних досліджень з різних проблем іхтіологічного напрямку. Сучасний розвиток іхтіологічних досліджень повинен бути значною мірою тісно пов'язаним з економічною та екологічною ситуацією, а також з перспективами розвитку рибогосподарської діяльності в Україні.

ЗАГАЛЬНІ ПРОБЛЕМИ ГІДРОЕКОЛОГІЇ

Серед найбільш важливих проблем в даний час заслуговує на увагу вивчення сучасного стану іхтіофауни у водоймах різного типу. Необхідність вирішення цих питань пов'язана з розробкою біологічних основ раціональної експлуатації біоресурсів, відтворенням рибних запасів, коригуванням видового складу і чисельності промислово-цінних та інших видів риб, прогнозуванням рибопродуктивності водойм. Відомо, що зменшення об'ємів промислового виробництва в країні, яке спостерігалось в останні роки, привело до певного зниження антропогенного тиску на водні екосистеми, що не може не позначитись на поліпшенні екологічних умов мешкання та природного відтворення промислово-цінних, поодиноких та зникаючих видів риб.

Незважаючи на зниження антропогенного тиску на водні екосистеми, надзвичайно актуальною залишається проблема вивчення залежності продуктивних властивостей популяцій різних видів риб, рибопродуктивності водойм в цілому; структури і функціонування популяцій промислово-цінних видів риб від еколого-санітарного стану водойм і рівня їх токсичного забруднення.

Актуальність цієї проблеми визначається значними масштабами майже щорічної масової загибелі цінних видів риб аборигенної іхтіофауни (сазан, судак, щука, лящ, тощо) та вселенців (білий та строкатий товстолоб). Проте до цього часу не встановлені істинні причини загибелі риб та механізми впливу забруднюючих речовин природного і штучного походження, у тому числі і ксенобіотиків, на популяційному і екосистемному та інших рівнях організації. Необхідна розробка кількісних критеріїв оцінки екологічної ємності водних об'єктів у відповідності з градієнтами рівня токсичної забрудненості і встановити зв'язок з критеріями реальної та потенційної рибопродуктивності досліджуваних водойм і водоймищ.

Набагато складнішим завданням є встановлення комплексної дії забруднюючих речовин на фізіологічний статус і стан іхтіофауни в цілому ксенобіотиків. Вивчення цього питання потребує розробки критеріїв фізіологічної норми і патології різних видів риб в процесі онтогенезу при вирощуванні в умовах з різним рівнем забруднення водного середовища. Результати цих досліджень необхідні як наукова основа для еколого-санітарних, еколого-токсикологічних і рибогосподарських експертиз.

Досить серйозної уваги вимагають дослідження, які пов'язані із вивченням віддалених наслідків аварії на Чорнобильській АЕС на стан іхтіофауни водойм України. Прошло 15 років після аварії, але до цього часу ще не існує загально прийнятої точки зору щодо впливу радіаційного чинника на структурно-функціональні характеристики іхтіофауни та фізіологічний статус риб. Окремі напрацювання російських та українських іхтіологів в цьому аспекті не дали однозначної відповіді на багато поставлених запитань щодо тривалого впливу різних доз опромінення на фізіологічний стан риб, їх структурно-функціональні характеристики. Розробка теоретичних основ дії радіаційного чинника на риб потребує залучення до вивчення цієї проблеми генетиків, імунологів та інших спеціалістів, які б на основі сучасних методів досліджень могли б розшифрувати механізми впливу різних дозових навантажень на іхтіофауну та використати отримані дані для складання прогнозних характеристик можливих негативних наслідків радіаційної дії як на організм, так і на популяцію риб.

Залишається актуальною проблема впливу на структурну характеристику, продуктивні властивості популяцій риб та їх відтворювальну здатність і фізіологічний стан комплексної дії радіаційного та хімічних чинників водного середовища. Останні, як відомо можуть посилювати негативну дію радіонуклідів на організм. В цьому аспекті є не багато напрацювань, які мають як теоретичне, так і практичне значення. Слід зазначити тільки дослідження та практичні рекомендації по веденню рибного господарства у ставках України, забруднених радіонуклідами та важкими металами.

Масова загибель риби спостерігається не тільки під дією антропогенних, але й природних чинників, зокрема в результаті будівництва та експлуатації гідротехнічних споруд, особливо на великих водоймищах рівнинного типу. Тому глибокі теоретичні дослідження з цього питання дозволять розробити науково обгрунтовані екологічні вимоги до режиму роботи гідроелектростанцій з урахуванням відповідних умов, які необхідні для водойм рибогосподарського призначення. Результати таких комплексних гідроекологічних досліджень можуть бути підґрунтям для коригування існуючих "Правил експлуатації водосховищ дніпровського каскаду", що дозволить узгодити режим роботи гідроелектростанцій з умовами природного відтворення промислово-цінних видів риб, знизити негативний вплив роботи гідроспоруд та підвищити рибопродуктивність водоймищ комплексного призначення.

За останні роки минулого століття значна увага іхтіологами приділялась розробці біотехніки природного та штучного відтворення промислово-цінних видів риб. Зокрема, розроблена біотехніка штучного розведення чорного амура-моллюскоїда (Інститут гідробіології НАНУ, Український науково-дослідний інститут рибного господарства УААН), розведення піленгаса (Інститут зоології НАНУ), чорноморської камбали калкана (Інститут біології південних морів НАНУ), тощо. Українським науково-дослідним інститутом рибного господарства та Херсонським державним аграрним університетом

розроблено наукове обґрунтування рибогосподарського освоєння веслоноса в Україні. Інститутом гідробіології НАНУ розроблені методи фармакологічного захисту риб, які дозволяють суттєво знизити загибель плідників за умов штучного відтворення коропових риб та підвищити життєздатність їх потомства.

Незважаючи на певні досягнення з цих питань, досить актуальними залишаються проблеми подальшого розширення досліджень, спрямованих на розробку нових технологій природного і штучного розведення промислово-цінних, поодиноких та зникаючих видів риб, їх інтродукція у водойми різного типу з метою ефективного використання природної кормової бази та підвищення рибопродуктивності.

УДК 574.5(262.5)

Ю.П. Зайцев

Одесский филиал Института биологии южных морей НАН Украины, г. Одесса

ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПОТЯСЕНИЯ В ЧЕРНОМ МОРЕ НА РУБЕЖЕ ТЫСЯЧЕЛЕТИЙ

События, наступившие в Черном море в конце XX столетия и продолжающиеся в XXI, отмечают собой явный поворот в тысячелетней эволюции его экосистемы. По времени, это всего лишь совпадение, однако значение произошедших перемен трудно переоценить. Из данных археологии можно заключить, что на протяжении последних двух тысячелетий, условия жизни в Черном море изменялись незначительно. Древние греки и римляне в античные времена, а генуэзцы в средние века добывали на Черном море и увозили на рынки Средиземноморья те же продукты, которые ценились и в начале XX столетия: скумбрию, пеламиду, луфаря, кефаль, анчоус (хамсу), осетровых. За исключением осетровых, все названные рыбы обычны и в Средиземном море, но там они менее упитанны и вкусны, чем в Черном. Эти товарные качества черноморских морепродуктов оправдывали расходы по их вылову, заготовке и транспортировке за пределы моря.

Исходя из такой констатации, можно сделать два принципиальных вывода о состоянии экосистемы Черного моря в прошлые века и тысячелетия.

1. Черное море всегда отличалось более богатой кормовой базой для пелагических рыб, чем Средиземное. Не случайно, многие средиземноморские рыбы, весной, регулярно мигрировали в Черное море на нагул и размножение, а осенью возвращались на зимовку обратно. Об этом писали еще Плиний, Аристотель и другие древние авторы.

2. Крупные пелагические хищники- тунец, пелагида, луфарь и другие образуют верхние трофические уровни в экосистеме. Следовательно, нижние трофические уровни в то время тоже должны были иметь соответствующее развитие. Такая трофическая структура моря сохранялась до середины XX столетия. Еще в 1950-х гг., воздушная рыбопромысловая разведка неоднократно обнаруживала в открытых водах Черного моря стаи крупных тунцов, по несколько десятков голов.

В связи с возросшим влиянием человека, экологическая ситуация в Черном море в последней трети XX столетия начала резко меняться. Изменения стали отмечать в 1970-е гг. также в других внутренних морях, но на Черном море они проявились раньше, что объясняется особенностями этого водоема, в первую очередь, его главного, северо-западного шельфа. Гидробиологи Одесского филиала ИнБЮМ первыми обнаружили, изучили и описали эти процессы: антропогенную евтрофикацию, бактериальное, нефтяное и химическое загрязнение, вселение случайных экзотических видов.

С возрастающей евтрофикацией в морем связаны увеличение количества фитопланктона и расширение зон "цветения" воды, снижение ее прозрачности и угнетение донных макрофитов, формирование зон дефицита кислорода (гипоксии) в придонных слоях пелагиали на шельфе и массовые заморы бентоса, снижение биологического разнообразия водорослей, беспозвоночных и рыб [1, 2, 6, 7].

Бактериальное загрязнение прибрежных вод отмечается у крупных населенных пунктов и связано с поступлением в море недостаточно очищенных стоков. Это отражается на качестве воды в курортных районах, на качестве отдельных морепродуктов, а в наиболее тяжелых случаях может спровоцировать массовые заболевания среди людей [2]. Нефтяное и химическое загрязнение моря связаны с деятельностью промышленных предприятий и портов [2].

Морские суда вносят в Черное море случайные виды растений и животных из других регионов мирового океана. Некоторые из этих вселенцев прижившись и образовав высокую численность и

начинають впливати на місцевих гідробіонтів. В ряді випадків, це приводить до важким біологічним, екологічним і економічним наслідкам [7].

Названі проблеми, з тими чи іншими місцевими відмінностями, можна спостерігати і в інших внутрішніх морях світу або в їх окремих районах: в Балтійському, Північному, Адріатичному морях, в Мексиканській затоці, в внутрішньому Японському морі. Во всіх випадках, це райони морів, в яких в найбільшій ступені сказується вплив річкового і поверхневого стоку.

Вихід з складеної на Чорному морі ситуації заключається, в найбільш загальному вигляді, в застосуванні екосистемного підходу при розв'язанні практичних завдань, і в міжнародному співробітництві в тих випадках, коли екологічні процеси мають трансграничний характер.

Деякі кроки на цьому шляху вже зроблені.

Виконані (при активній участі гідробіологів України) роботи по Чорноморській Екологічній програмі Глобального Екологічного фонду ООН (1994-1998). Її головним результатом стало прийняття "Стратегічного плану дій по відновленню і захисту Чорного моря" [4], підписаного повноважними представниками всіх чорноморських держав. Чорне море-перше серед морів світу отримало таку авторитетну, міжнародну "охоронну грамоту". В цій зв'язі доречно відзначити, що виявлення і розуміння сучасних екологічних проблем Чорного моря походять з перших досліджень і публікацій українських гідробіологів в 1970-1980х рр.

Складено і опубліковано Трансграничний Діагностичний Аналіз [5]. Документ, в розробку якого активну участь прийняли українські гідроекологи, показує, що всі екологічні процеси, що відбуваються в Чорному морі, мають трансграничний характер, а їх ефективне рішення можливо лише на основі міжнародного співробітництва.

Під науковим керівництвом автора, групою вчених з різних країн написано і опубліковано Червоний довідник Чорного моря [3]. Це- перший в міжнародній природоохоронній практиці документ такого роду для окремого моря.

За ініціативи вчених України і Румунії, створено перший на Чорному морі (і шостий в світі) Трансграничний біосферний заповідник "Дельта Дунаю". Її організація означає втілення на практиці принципу екосистемного підходу до захисту природи.

В Україні розроблено Національний Стратегічний план дій по захисту Чорного моря.

ЛИТЕРАТУРА

1. Зайцев Ю.П. Екологічне становище шельфової зони Чорного моря у бережжя України // Гідробіол. журн. — 1992. — Т. 28, № 4. — С. 3-18.
2. Black Sea Pollution Assessment / Ed. L.D. Mee and Graham Topping. — New York: United Nations Publications, 1998. — 380 p.
3. Black Sea Red Data Book / Ed. H.J. Dumont, Web-site Editor V.O. Mamaev, Scientific Coordinator Yu.P. Zaitsev. — New York: UN Office for Project Services, 1999. — 413 p.
4. Strategic Action Plan for the Rehabilitation and Protection of the Black Sea. — Istanbul: Global Environment Facility Black Sea Environmental Programme, 1996. — 29 p.
5. Black Sea Transboundary Diagnostic Analysis. Publ. By Black Sea Programme Coordinating Unit. — Istanbul, 1997. — 142 p.
6. Zaitsev Yu.P. Impact of Eutrophication on the Black Sea fauna // Studies and Reviews, Rome. — 1993. — Vol. 64. — P. 59-86.
7. Zaitsev Yu. And Mamaev Vol. Marine Biological Diversity in the Black Sea. A Study of Change and Decline. — New York: United Nations Publications, 1997. — Vol. XI. — 208 p.

УДК (595.3:574.583):575.857/(99)(264-15)

Э.З. Самышев

Институт биологии южных морей НАН Украины, г. Севастополь

АНТАРКТИЧЕСКАЯ ЭКОСИСТЕМА: СОСТОЯНИЕ ИЗУЧЕННОСТИ (ОБЗОР), ИТОГИ И ЗАДАЧИ ГИДРОБИОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ УКРАИНЫ В АНТАРКТИКЕ

Интерес к антарктической зоне в целом подкреплен и Антарктическим договором, и положениями принятой и вступившей в силу в апреле 1980 г. Конвенции о сохранении и рациональном использовании морских ресурсов антарктической зоны (южнее Антарктической конвергенции). Членами Конвенции являются некоторые страны СНГ, в том числе Украина, а также Германия, США, Великобритания, Австралия и ряд других стран. Основная цель Конвенции — международное регулирование эксплуатации

запасов антарктического криля и других объектов с условием сохранения морской антарктической экосистемы.

Несмотря на более чем полуторавековую историю исследований в Антарктике, современные представления об ее экосистеме сформировались главным образом в процессе реализации ряда международных и национальных экспедиций в период с 1926 г. по настоящее время:

- английская постоянно действовавшая экспедиция "Дискавери" (1926-1937 и 1950-е годы);
- экспедиции по программе Международного Геофизического Года (МГГ) (1955-1959 гг.), в том числе Советская антарктическая экспедиция (САЭ) (1955-1958, 1962-1963 гг.) на д/э "Обь";
- опытно-промысловые экспедиции на судах Минрыбхоза СССР в 1960-е годы по освоению ловли криля;
- постоянно действовавшая антарктическая экспедиция Минрыбхоза СССР (1971-1975 гг.);
- последующие научные экспедиции Минрыбхоза СССР в соответствии с отраслевыми тематическими планами исследований ресурсов Антарктики (1976-1980 гг.), а с 1981 г. — регламентированные межведомственным проектом "Южный океан" (задание ГКНТ при Совмине СССР) и Комплексно-целевой программой Минрыбхоза СССР "Криль";
- наконец, экспедиции, реализовавшие международную программу BIOMASS (Биологическое изучение морских антарктических систем и ресурсов) поэтапно в период с 1977 по 1986 гг. с участием широкого круга стран, в том числе СССР, Япония, ПНР, ФРГ, США, Австралии, Аргентины, Франции, Чили, ЮАР.

Впоследствии крупномасштабные экспедиции прекратились и сменились либо регулярными исследованиями отдельных стран в том или ином локальном регионе Антарктики (как, например, Германии — в юго-западной части региона моря Скотия, ЮАР — в регионе моря Содружества, США — по национальной программе комплексных исследований антарктической экосистемы "Palmer-LTR" (с 1991 г.) в 100-мильной зоне у станции "Палмер", Великобритании — у о. Южная Георгия), либо эпизодическими экспедициями как отдельных, так и групп стран (по согласованию с АтнКом программам) в перспективных районах, главным образом, в Атлантической части Антарктики (АЧА).

Анализ и обобщение полученного в результате вышеуказанных исследований обширного и разнообразного материала позволили с разной степенью полноты осветить различные аспекты функционирования антарктической системы.

Обобщенно эти результаты сводятся к следующему:

– Основа ареала большинства антарктических гидробионтов расположена в пределах трех основных зон системы движения антарктических вод — Прибрежного (Западного) антарктического течения, обширной зоны восточного переноса вод Антарктического циркумполярного течения (АЦТ), в разной степени простирающегося на север и Антарктического Полярного Фронта, северная граница которого называется Субантарктическим фронтом. Структура вод складывается из поверхностной антарктической, промежуточной, глубинной циркумполярной и придонной антарктической водных масс. Первая из них, заключая в себе трофогенный слой и находясь под влиянием ветрового и плотностного перемешивания, претерпевает межгодовые и сезонные изменения, определяя прежде всего таковые в экосистеме в целом.

– При сравнительном разнообразии, для растительного и животного мира Антарктики характерно доминирование небольшого числа видов (в фитопланктоне — 10-11 (и только из диатомей), в мезозоопланктоне — 3-4 (и только из "мирных" копепоид), в макрозоопланктоне — 1 (криль) и т.д. [1, 8].

– Соответственно этому относительно простой выглядит трофическая структура в биоценозе [2].

– Основным "поставщиком" первичного органического вещества в экосистеме является фитопланктон. Суммарная величина его продукции в год составляет около 160-180 г·см⁻² [12, 8].

– Уровень развития фитопланктона лимитируется глубиной расположения сезонного пикноклина, освещенностью, наличием системы стационарированных круговоротов вод, препятствующих сносу и диффузии размножающихся водорослей и интенсивным вертикальным перемещением вод над пикноклином.

– Обилие мезозоопланктона обусловлено смещенностью жизненных циклов массовых видов, продолжительностью летнего сезона, обилием фитопланктона и интенсивностью экспатриации животных из основы ареала составляющими течений в поверхностном слое.

– Обилие криля определяется долей популяции, отнерестившейся над мелководьями, и интенсивностью экспатриации рачков из основы ареала составляющими течений в поверхностном слое. Следующие оценки запасов криля в его ареале разными авторами различаются в 30 раз. На основании многочисленных и ежегодных наблюдений 1979-1987 гг. в Индоокеанском секторе рассчитанная его биомасса на площадь ареала, равную 19 млн.км² [4], составила в среднем 760 млн. т., а рассчитанный по экспериментальным исследованиям годовой П/Б-коэффициент составил 1,0 [7, 8].

– Для всех компонентов антарктического сообщества характерна крайняя неравномерность их распределения в пределах их ареалов, обусловленная неоднородностью условий, в свою очередь вызванной образованием в системе циркумполярных течений чередующихся в широтном направлении циклонических и антициклонических круговоротов. Положение их из года в год и даже посезонно претерпевает изменения, связанные с изменениями барического поля. Стационарированию круговоротов, приводящему в конечном счете к прямой или опосредованной аккумуляции гидробионтов, способствуют орографические условия — глубокая изрезанность береговой линии, острова и поднятия дна. Эти условия в наибольшей степени выражены в Атлантической части Антарктики (АЧА), что в целом привело к ассиметричному распределению одних и тех же компонентов в антарктической зоне — более высокому их обилию в АЧА в сравнении с другими секторами Антарктики [17, 1].

– В наибольшей степени выражена зависимость распределения рыб и других потребителей криля и других компонентов зоопланктона от аккумуляции последних вблизи островов, над шельфом материка, Антарктического полуострова, в заливах, где обнаружались их скопления. В целом ряде подобных участков (особенно многочисленных в АЧА) обнаружались промысловые скопления разных видов ценных рыб, и уловы их составили несколько десятков тонн за судосутки. Большая часть перспективных участков еще даже не обследована.

– Для трофических взаимоотношений в антарктическом биоценозе характерна ярко выраженная несбалансированность. Так, в верхнем 100-метровом ("деятельном") слое вод ассимиляция гетеротрофами первичной продукции составляет 25-30% ее величины. При этом из этой доли ассимилированного вещества около 90% приходится на гетеротрофов из так называемой "микробиальной пищевой петли" — бактериопланктон и наногетеротрофов (инфузорий и зоофлагеллят) [6, 13]. Остальная значительная часть фитопланктона формирует детрит, поступающий в более глубокие слои, вызывая, с одной стороны, обильное развитие донной фауны Антарктики (губок, мшанок, моллюсков) [3], с другой, переносясь на север, составляет, вероятно, резерв энергии для сообществ более низких широт океана [12, 8].

– Выбор уса́тых китов привел к трансформации биологической части антарктической экосистемы на уровне "криль—его потребители". Суммарный рацион увеличившихся в численности мелкоразмерных потребителей (пингвинов, рыб, тюленя-крабоеда, мелких китов и др.) составляет в настоящее время 470 млн. т в год [16], в то время, как таковой у крупных уса́тых китов в прошлом был на уровне 174-190 млн. т [18]. На фоне этой трансформации в отдельных регионах Антарктики наблюдаются структурные изменения в сообществах, вызванные соответственными флюктуациями в популяциях тех или иных компонентов под влиянием изменяющихся условий среды. В частности, долгопериодные наблюдения (1975-1997 гг.) в АЧА выявили существенные флюктуации в обилии салпа и криля [15]. Интенсивность флюктуации запасов криля в разных исследованных регионах может превышать один-два порядка [8, 19].

– Экосистема Антарктики чрезвычайно чутка к антропогенным факторам, и рациональное использование ее живых ресурсов требует глубокого комплексного изучения ее структуры и закономерностей функционирования.

Целесообразность осуществления исследований биоресурсов в Антарктике обусловлена перспективностью их освоения, доказанной предшествовавшими исследованиями и недавним опытом многих стран, в т.ч. СССР, и необходимостью создания теоретической базы промысла криля и рыб в современных условиях наблюдающихся изменений в состоянии антарктической экосистемы. В этом смысле регион моря Скотия (включая собственно м. Скотия а также Уэдделла и прилегающую акваторию), выявленный издавна по многим признакам, является до сих пор наиболее перспективным, выделяясь к тому же среди других регионов большей биологической продуктивностью, своим размером и географическим положением. Перспективность этого региона и расположение в нем Украинской антарктической станции "Академик Вернадский" предопределили выбор его проведения исследований Украиной.

Методологической основой этих исследований является комплексный мониторинг экосистемы региона по примеру такового, впервые реализованного нами в регионе моря Содружества (Индоокеанский сектор Антарктики) с начала 70-х до конца 80-х годов [8].

Проведенным комплексом работ в регионе АЧА в первых Украинских морских антарктических экспедициях в марте-апреле 1997 и 1998 гг. на НИС "Э.Кренкель" сделан первый шаг Украины в осуществление вышеуказанного мониторинга. Полученные материалы позволили, с одной стороны, подтвердить перспективность региона для освоения промыслом запасов антарктического криля в нем, с другой — пополнить представления об экосистеме новым содержанием (благодаря расширенному комплексу наблюдений), с третьей, — более четко определиться в задачах дальнейших работ и, соответственно, в методах их решения.

Указанными исследованиями выявлено:

ЗАГАЛЬНІ ПРОБЛЕМИ ГІДРОЕКОЛОГІЇ

– состояние запасов криля в регионе продолжает оставаться на уровне 1996 г. (1,2 млн. т) (вместо прежнего уровня 10-20 млн. т) [11]. Указанная депрессия вызвана интенсивной экспатриацией личинок и взрослой части рачков составляющими течений; вместе с тем в традиционных районах промысла наблюдается аккумуляция рачков (благодаря топогенному эффекту), позволяющая их эффективный лов;

– в структуре популяции криля выявлена неоднородность даже по морфометрическим признакам [9], подтверждая ранее полученные результаты биохимико-генетического анализа [4] — существование трех обособленных по размножению субпопуляций;

– структура планктонного сообщества в целом, наряду с влиянием сезонных условий, испытывала явное влияние возрастающего обилия сальп;

– суммарная биомасса последних в 1997 г. превышала запас криля в регионе в 25, а в 1998 г. в 37,5 раз [10];

– впервые осуществлены экспериментальные исследования интенсивности энергетического обмена у антарктических сальп *Salpa thompsoni* Foxton [5], результаты которых использованы в балансовых расчетах потока вещества в пелагической экосистеме;

– выполненные балансовые расчеты показали, что пищевые потребности сальп в 2,6 раза превышали величины продукции фитопланктона. Уровень ассимиляции органического вещества сальпами превосходил таковой криля в 8 раз, бактериопланктона — почти в 4 раза. В условиях дефицита первичной продукции некоторое время "буферную роль" для сальп и криля, вероятно, играет органическое вещество, накопленное в градиентных слоях (выявленное нами по обилию детрита и бактериопланктона), чем и может объясниться наблюдающаяся высокая интенсивность их питания [9, 20];

– пищевая конкуренция между крилем и сальпами "смягчена" и пространственной смещенностью их ареалов, в то время, как мезозoopланктон вероятно испытывал негативное воздействие желетелых [9].

Резюмируя изложенное, можно сказать, что пелагическая экосистема региона в последние годы переживает своеобразный острый период структурных изменений, последствия которых еще недостаточно ясны. Однако есть основания предполагать, что наблюдаемое обострение — составляющая межгодовых естественных колебаний, отмечаемых в ряде предшествующих лет (но не изученных), закономерность которых может быть выявлена последующим мониторингом.

Основная цель последующих исследований в 2001-2010 гг. — создание теоретической основы к прогнозу структуры пелагического сообщества в Атлантической части Антарктики на перспективу, в том числе к прогнозу запасов антарктического криля и рыб и регулярная выдача рекомендаций по рациональному использованию этих промысловых объектов.

Достижение цели предполагает:

– регулярный мониторинг запасов и распределения криля и оценка пополнения его популяции;

– исследование популяционной структуры криля и ее межгодовой изменчивости;

– исследование структурно-функциональных характеристик основных компонентов планктона и обилия и новообразования детрита при разных ситуациях (сезоны, годы) как:

* факторов, обуславливающих пополнение и размер (запас) популяции криля;

* индикаторов того или иного состояния популяции криля и пелагического сообщества в целом;

– оценка величины запаса и возможного изъятия основных промысловых рыб в известных и необследованных участках региона АЧА на основании их комплексных исследований на популяционном и биоценотическом уровнях;

– системный анализ ретроспективных и полученных в ходе исследований биологических и океанографических данных на основе балансового подхода и математических моделей, выявление предикторов прогноза запасов и возможного вылова криля и рыб и состояния пелагического сообщества в целом.

Наряду с этим в комплексе антарктических исследований предусмотрены:

– экологический мониторинг прибрежных акваторий острова Галиндез с целью оценки их антропогенного загрязнения в связи с функционированием антарктической станции "Академик Вернадский"

– разработка новых технологий лова и средств их механизации для добычи морепродуктов в Антарктике в соответствии с современными экологическими требованиями;

– разработка технологий получения хитина из отходов переработки панцирьсодержащего сырья;

– разработка технологий лечебно-профилактических препаратов и пищевых добавок из антарктического криля.

ЛИТЕРАТУРА

1. Воронина Н.М. Сообщества умеренных и холодных вод Южного океана // Биологическая продуктивность океана: Биология океана. — М.: Наука, 1977. — Т. 2: Океанология. — С. 68-91.

ЗАГАЛЬНІ ПРОБЛЕМИ ГІДРОЕКОЛОГІЇ

2. Воронина Н.М. Антропогенная эволюция пелагического сообщества Антарктики // Вестник АН СССР. — 1989. — № 9. — С. 64-68.
3. Колтун В.М. Донные беспозвоночные / Атлас Антарктики. — Л.: Гидрометеиздат, 1985. — Т. 2. — С. 509-515.
4. Любимова Т.Г. Биологические ресурсы Южного океана / Биологические ресурсы океана (под ред. П.А. Моисеева). — М.: Агропромиздат, 1985. — С. 206-219.
5. Минкина Н.И. Интенсивность обмена *Salpa thompsoni* Foxton // Бюл. УАЦ. — 2000. — Вып. 3. — С. 241-245.
6. Самышев Э.З. Энергетический баланс в антарктическом планктоне / Тез. докл. Всес. конф. "Природная среда и проблемы изучения, освоения и охраны биологических ресурсов морей СССР и Мирового океана". — Л. — 1984. — С. 155-156.
7. Самышев Э.З. Антарктический криль и структура планктонного сообщества в его ареале: Дис... докт. бил. наук. — М., 1987. — 412 с.
8. Самышев Э.З. Антарктический криль и структура планктонного сообщества в его ареале. — М.: Наука. — 168 с.
9. Самышев Э.З. Сальпы в АЧА: состав, обилие, распределение // Бюл. УАЦ. — 2000. — Вып. 3. — С. 237-240.
10. Самышев Э.З. Заключение о состоянии популяции криля и пелагической экосистемы в западном регионе Атлантической части Антарктики в предзимний период 1998 года // Бюл. УАЦ. — 2000. — Вып. 3. — С. 231-236.
11. Самышев Э.З., Соколов Б.Г., Василенко В.И. Биомасса и запасы криля в районах Атлантической части Антарктики в 1998 году // Бюл. УАЦ. — 2000. — Вып. 3. — С. 226-230.
12. Сорокин Ю.И. Первичная продукция в разных районах морей и океанов / Итоги науки и техники: Общая экология. Биоэкология. Гидробиология. — М.: Наука, 1973. — Т. 1. — С. 7-46.
13. Сушин В.А., Жигалова Н.Н., Красовский И.В. и др. Сообщество планктона в Атлантической части Антарктики / Биологические основы развития рыболовства в водах открытого океана. — М.: Наука, 1985. — С. 29-39.
14. Трувеллер К.А., Воронов Д.А., Спиридонов В.А. К биохимико-генетическому анализу популяционной структуры антарктического криля // Тез. Всес. науч. конф. "Сырьевые ресурсы Антарктической зоны океана и проблемы их рационального использования". — Керчь. — 1983. — 38-40.
15. Loeb V., Siegel V., Holm-Hansen O. et al. Effect of sea-ice extent and krill or salp dominance on the Antarctic food web // Nature. — 1997, Vol.387. — P. 897-900.
16. Laws R.M. Ecology of the Southern Ocean // Amer. Sci. — 1985. — Vol.73, №1. — P. 26-40.
17. Marr T.W.S. The natural history and geography of the Antarctic krill (*Euphausia superba* Dana) // Discov. Rep. — 1962. — Vol.32. — P. 33-164.
18. Odening K., Bannasch R. Biologische Forschung in der Antarktis // Wiss. und Fortschr. — 1981. Bd.31. — № 5. — S.181-186.
19. Pakhomov E.A. Demography and life cycle of Antarctic krill, *Euphausia superba*, in the Indian sector of the Southern Ocean: long-term comparison between coastal and open-ocean regions // Canadian Journ. of Fisheries and Aquatic Sciences. — 2000. — Vol.57, Suppl.3. — P.68-90.
20. Samyshev E.Z., Minkina N.I., Chmyr V.D., Seryogin S.A. The relative evaluation of assimilation of primary production by krill, salps and bacterioplankton in Atlantic Sector of Antarctic (ASA) under the conditions of mass development of gelatinous animals // Proc. of the Second International Symp. on Krill. — Santa Cruz. — 1999. — 33-35.

ВОДНІ РЕСУРСИ УКРАЇНИ, ЕКОЛОГІЧНІ ОСНОВИ ЇХ ЗБЕРЕЖЕННЯ, ОХОРОНА ТА ВИКОРИСТАННЯ

УДК 556.55 + 581.526.325 (282.247.323)

Т.М. Бабенко, Ю.І. Онанко

Центральна геофізична обсерваторія, м. Київ

РОЗВИТОК ГІДРОБІОЛОГІЧНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД В СИСТЕМІ ГІДРОМЕТСЛУЖБИ УКРАЇНИ

Перші гідробіологічні спостереження на території України були проведені в басейні р. Рось в 1904-1905 рр. під керівництвом Ф.Киркора. Результати спостережень опубліковані в книзі "Хімічні дослідження води р. Рось, 1904-1905 рр." Ф.Киркор вказує, що в "інтересах керівництва і, особливо, суспільного здоров'я, вода річок повинна мати значну чистоту: склад води має не менше значення і для домашнього і промислового господарства. Річки зазнають систематичного забруднення вод і нерідко служать ніби природним збирачем для різного роду забруднених вод, скидів і т. ін. Тому природні ті турботи, які направлені на охорону суспільних водойм від забруднення. Питання це виникло давно, а в теперішній час особливо загострилось, по-перше, завдяки більш свідомому відношенню до гігієнічних вимог, по-друге, внаслідок швидкого росту міст і розвитку промисловості. В майбутньому це питання виступить ще більш різко, так як населення міст все збільшується, промисловість все розвивається і розвивається, а з цим рука об руку збільшується і кількість брудних вод". Це, по суті, сучасне уявлення про причини забруднення поверхневих вод суші було сказано майже 100 років тому.

Розвиток в широких масштабах гідробіологічних досліджень поверхневих вод України відноситься до кінця 60-х, початку 70-х років ХХ-го століття. Гідробіологічні спостереження на мережі гідрометеорологічної служби України проводяться з метою вивчення стану гідробіоценозів та екосистем поверхневих вод та їх зміни в результаті антропогенного впливу. Важливим завданням гідробіологічних спостережень є також одержання об'єктивних даних, накопичення яких необхідно для з'ясування довгострокових змін в водних екосистемах. Призначення гідробіологічних спостережень полягає в забезпеченні відповідних державних органів систематичною інформацією про якість води і стан біоценозів, оцінці ефективності заходів по охороні від забруднення водного середовища.

Відповідно до Постанови ЦК КПРС та Ради Міністрів СРСР від 29 грудня 1972 року № 898 в ряді міст України були організовані гідробіологічні лабораторії. Гідробіологічна лабораторія ЦГО була організована у вересні 1974 р. В наступні роки в м. Лисичанськ (1978р.) і в м. Світловодськ (1980 р.) були організовані гідробіологічні групи. Однак через фінансові та кадрові причини ці групи в 1990-1991рр. були закриті. Безумовно, вони відіграли свою роль перш за все у вивченні гідробіології Сіверського Дінця та Дніпровських водосховищ. Гідробіологічна лабораторія Центральної геофізичної обсерваторії (ЦГО) виконує функції головної організації гідрометеорологічної служби України і займається вивченням стану водних об'єктів України за гідробіологічними показниками: фітопланктону, зоопланктону, перифітону, зообентосу. За період свого існування гідробіологічна лабораторія виконує великий об'єм спостережень та узагальнює результати польових досліджень. Фахівцями лабораторії з 1975 по 1981 рр. було обстежено 15 річок України: Рось, Ірша, Трубіж, Сіверський Донець, Західний Буг, Кальміус, Південний Буг та інші. Основна увага зверталась на організацію та проведення режимного гідробіологічного контролю. Режимні гідробіологічні спостереження в 1975-1998 рр. проводились на 68 водних об'єктах (57 річок, 7 водосховищ та 4 водойми-охолоджувачі атомних станцій). Спеціалісти лабораторії в 1978 р. брали участь у роботі англо-радянської експедиції по обстеженню гідробіологічного стану Київського водосховища та річок Десна, Снов, Сож [2]. Співробітниками лабораторії в 1984 р. проводилось гідробіологічне обстеження р. Дністер та Дністровського водосховища на ділянках, що

заснази забруднення після аварії на Стебніківському комбінаті калійних добрив [3]. В 1980-1983 рр. лабораторія брала участь у виконанні науково-дослідної теми “Вивчити закономірність та дати оцінку стану евтрофікації” (по Київському водосховищу) разом з Гідрохімічним інститутом Держкомгідромету колишнього СРСР [4]. В 1988 р. лабораторія приймала участь у виконанні спільних радянсько-румунських досліджень забруднення Дунаю по гідробіологічних показниках.

Багаторічні дані режимних спостережень лабораторії були використані Укра-їнським науково-дослідним інститутом водно-господарських проблем при розробці “Методики екологічної оцінки стану поверхневих вод України”, що має в своїй основі екосистемний підхід до їх оцінки [5]. Ця “Методика” дає найбільш повну характеристику екологічного стану поверхневих вод і охоплює всі складові цього стану, як гідрохімічні, радіологічні, токсикологічні, гідробіологічні, встановлює межі оптимального функціонування гідробіоценозів. Виходячи з цього документу, для оцінки екологічного стану поверхневих вод України є обов'язковим проведення гідробіологічного обстеження водних об'єктів. Звідси витікає основний напрямок у розвитку гідробіологічних спостережень: розширення стаціонарного контролю планктонних ценозів з необхідною допомогою спеціалістів гідрохіміків та гідрологів, а також експедиційні обстеження водних об'єктів з метою контролю стану донної фауни (зообентосу) та перифітону.

Одержані дані про стан біоценозів водних об'єктів в 2000р. засвідчили, що за середніми показниками індексу сапробності Пантле і Букка на всіх водоймах, за винятком водосховища Партизанського (АР Крим), спостерігався практично однаковий рівень забруднення — помірно забруднені води (b — мезосапробні). Але максимальні значення індексу сапробності в 69% випадків вказували на більш високе забруднення. Середні значення індексу різноманітності Шеннона вказували на нестійкість стану планктонних ценозів. В 50% випадків середні значення індексу Шеннона були нижче 2,0, а в 42% випадків не досягали 2,5. Максимальні значення індексу різноманітності більше 3,5 і 4,0 визначені в 27% і 15% випадків відповідно, більше 3,0 — в 38% випадків. Інтегральні показники стану екосистем засвідчили, що на водних об'єктах України найчастіше (57,4% контрольованих водних об'єктів) визначається стан екологічної напруги з елементами регресу. На водоймищах дніпровського каскаду не помічено, як і в попередні роки, значного розвитку синьо-зелених водоростей, що було обумовлено гідрометеорологічними умовами і зменшенням виносу з прилеглих земель у водойми біогенних речовин. Стан альгопланк тону водоймищ Криму (Партизанського, Сімферопольського та Чорноріченського) свідчив про антропогенну екологічну напругу з елементами регресу, а в окремі періоди (на Партизанському водоймищі — у травні, Сімферопольському — у жовтні) спостерігався стан екологічного регресу фітопланктону. Покращав проти 1999 р. стан планктонних угруповань на р. Харків, Лугань, Південний Буг, але погіршення їх розвитку спостерігалось, натомість, на річках Західний Буг (особливо на ділянці м.Буськ), Мокра Плотва, Кальміус, Молочна, Салгир, Малий Салгир.

За останні 10 років, в цілому, спостерігалось покращання стану біоценозів поверхневих вод України. Особливо слід відмітити покращання умов для розвитку планктонних угруповань на р.Сіверський Донець та багатьох її притоках, річках Приазов'я (рр. Кальміус, Кальчик, Молочна, Ольхова, Булавин), р. Західний Буг. На водоймищах дніпровського каскаду відбулося суттєве зниження чисельності синьо-зелених водоростей, що поліпшило санітарний стан цих водойм. Тільки в липні 1997р. у верхів'ї Київського водоймища було відмічено початкову стадію “цвітіння води”.

Проведений аналіз матеріалів гідробіологічного контролю за 5 років (1995 — 2000 р.р.), в цілому, засвідчив відсутність суттєвих змін в стані біоценозів на більшості контрольованих водних об'єктах України. Проте погіршення умов розвитку планктонних угруповань з 1996р. відмічено на рр. Мокра Плотва, Лопань та водоймищах Криму. І надалі зберігається низька чисельність та бідний видовий склад планктонних угруповань на річках Прут, Тисмениця, Стир, Стрий. Незважаючи на деяке погіршення стану в останні роки, протягом 90-х років загалом спостерігалось покращання стану гідробіоценозів поверхневих вод України.

Гідробіологічні спостереження залишаються однією з ланок розгалуженої системи моніторингу довкілля, створеної в системі гідрометслужби України. В майбутньому ці дослідження потрібно розширити з урахуванням нових завдань, які постають у зв'язку з необхідністю функціонування в нових економічних умовах.

ЛІТЕРАТУРА

1. Киркор Ф.Ф. Матеріали по вопросу о колебаниях состава речной воды. Химические исследования воды реки Рось. 1904-1905 гг. (Из лаборатории Всероссийского Общества сахарозаводчиков). — Киев, 1907. — 244 с.
2. Полищук В.В., Герасевич И.Г., Онанко Ю.И. Сопоставление систем биологической индикации на примере северо-украинских водоемов // Водные ресурсы. — Москва, 1983. — С. 152-159.
3. Ежегодник качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям на территории деятельности Украинского УГКС. - Киев, 1985.

УДК 556.16 (477)

В.І. Вишневський

Український науково-дослідний гідрометеорологічний інститут, м. Київ

ВОДНІСТЬ РІЧОК УКРАЇНИ: ПРИРОДНІ І АНТРОПОГЕННІ ЧИННИКИ ВПЛИВУ

Ще порівняно нещодавно — 10-15 років тому серед науковців та фахівців водогосподарської галузі переважали погляди, згідно з якими в Україні відбувається і має відбуватися в майбутньому виснаження наявних водних ресурсів. Значні соціально-економічні зміни, що сталися в останнє десятиліття, визначили, що в даний час ситуація докорінно змінилася. Передусім це викликано зменшенням матеріального виробництва, яке в свою чергу призвело до зменшення водоспоживання, в тому числі безповоротного. За даними Держводгоспу України, за період з другої половини 80-х років воно зменшилося вдвічі: з 14,5 до 7,0 км³. Переважна частина безповоротного водозабору в даний час призначається на басейн Дніпра [2, 3].

Ще одна обставина, яка має бути врахована, — це поширеність поглядів про тотожність безповоротного забору з природних джерел із забором із річок. Насправді, в Україні, а також Росії та Білорусі, де частково формується стік Дніпра, значний об'єм води забирається з підземних джерел. Тільки частина цього водозабору пов'язана з річковим стоком. Після споживання більша частина води відводиться у річки, сприяючи зростанню їх водності. За цих обставин вплив господарського комплексу на річковий стік є меншим, ніж це зазвичай уявляється.

Насамкінець має бути враховано те, що річковий стік формується під впливом природних чинників, які також не залишаються сталими. В останні десятиліття України, як і у всьому світі, відбуваються зміни кліматичних характеристик, які впливають і на річковий стік. Зокрема, спостерігається зростання середньої річної температури повітря, яке насамперед зумовлено підвищенням температури у зимовий період. Що ж до температури повітря влітку, то вона має невелику тенденцію до зниження. Для переважаючої частини території України за період з кінця XIX століття температура повітря у січні підвищилася на 2⁰, тоді як у липні вона знизилася на 0,2⁰. Основні зміни проявилися у повоєнний період (з 1946 р.). У цьому разі простежуються і просторові відмінності: на півдні зміни є більш помітними, ніж на півночі [1].

Певні зміни відбулися і у кількості атмосферних опадів. На більшості метеостанцій України і Білорусі спостерігається слабко виражена тенденція до збільшення їх кількості. Водночас спостерігається тенденція до зниження висоти снігового покриву та шару води у снігові.

Остання обставина визначає, що на річках України спостерігається тенденція до істотного зменшення максимальних витрат водопілля, а також його об'єму. Так, на р.Десні (водпост Чернігів), стік якої практично незарегульований, за наявний період спостережень (з 1884 р.) максимальна витрата води зменшилася з 2500 до 1400 м³/с. Водночас відбулося і зменшення об'єму водопілля: з 7,0 до 5,8 км³.

Тенденція до зростання температури повітря у зимовий період сприяє більш частим відлигам, зростанню частки опадів, що випадають у вигляді дощу. Наслідком цього є те, що на більшості річок (як великих, так і малих) зросли витрати упродовж зимової межени.

Певні зміни водності відбулися і в інший період року, передусім влітку. Через деяке зниження температури повітря, зростання його вологості, зменшення швидкості вітру відбулося зменшення випаровування, яке в свою чергу сприяло зростанню водності.

Наслідком зазначених змін стало те, що внутрішньорічний розподіл річкового стоку став більш рівномірним. Водночас спостерігається тенденція до зростання водності. Так, при середній багаторічній (1881-1999 рр.) витраті води Дніпра поблизу м. Києва $Q = 1380 \text{ м}^3/\text{с}$ зміни описуються рівнянням: $y = 1,176 \cdot T + 1311 \text{ (м}^3/\text{с)}$. Ще більшим є зростання з урахуванням господарської діяльності (безповоротний забір, вилучення води при заповненні водосховищ, додаткове випаровування з поверхні штучно створених водойм).

Відповідні розрахунки, виконані на підставі найповніших даних по 1999 р. включно, дозволили встановити якою є середня багаторічна витрата води найбільших річок України. Так, на р. Дністер — водпост Заліщики вона становить 228 м³/с. Антропогенний вплив (безповоротний забір, втрати, пов'язані із зарегулюванням) зумовили зменшення стоку на 1 м³/с. Отже, водність верхньої течії практично не змінилася.

Дещо більшим є антропогенний вплив на водність Дністра у гирлі. Фактична водність на водпосту Бендер становить 309 м³/с, природна — 314 м³/с. У цьому разі дещо більшим є об'єм безповоротного водозабору, в тому числі для потреб зрошення.

Порівняно невеликим є антропогенний вплив на стік Південного Бугу. На водпосту Олександрівка, що розташований порівняно неподалік від гирла, за фактичними даними спостережень (з 1914 р.) середня багаторічна витрата становить 89,2 м³/с (2,8 км³). Природний стік, який би спостерігався за відсутності господарської діяльності, дорівнює 93,7 м³/с (3,0 км³). За наявний період спостережень водність річки змінена на 5-6%. В даний час основним чинником антропогенного впливу є безповоротний забір, а також втрати на випаровування з поверхні штучно створених водойм.

Практично незмінною залишилася водність Дніпра поблизу м. Києва. Природний стік річки становить 1390 м³/с (43,8 км³), що майже збігається з величиною, що фактично спостерігається у річці (1380 м³/с).

В даний час основним чинником зменшення водності Дніпра вище м. Києва є безповоротний забір. В межах України вода забирається Рівненською АЕС, Деснянською водопровідною станцією (забезпечує водою м. Київ), а також ще кількома об'єктами.

Порівняно малим (на рівні 0,3 км³) є вплив господарського комплексу і в межах Білорусі. Це зумовлено відсутністю великих водоспоживачів, а також функціонуванням Вілейсько-Мінської водної системи, по якій здійснюється перекидання води з басейну Балтійського моря [1].

Істотно більшими є зміни Дніпра у нижній течії. Середня багаторічна (1956-1999 рр.) витрата води у створі Каховської ГЕС становить 1350 м³/с, або 42,6 км³. Антропогенний вплив зумовив те, що водність тут є меншою, ніж поблизу м. Києва. Природна водність, яка б спостерігалася за відсутності господарської діяльності, дорівнює 1690 м³/с, або 53,3 км³. Отже, зменшення стоку становить близько 10 км³.

Основними чинниками зменшення водності Дніпра є безповоротний забір, вилучення стоку при заповненні штучних водойм, додаткове випаровування (насамперед з поверхні Дніпровського каскаду).

Доволі великим є антропогенний вплив на стік Сіверського Дінця. Середня багаторічна (період — 1892-1999 рр.) витрата води на водпосту Лисичанськ становить 104 м³/с (3,3 км³). Природний стік, який би спостерігався за відсутності господарського впливу, становить 116 м³/с (3,7 км³). Основний чинник змін водності — безповоротний забір, передусім у канал Сіверський Донець — Донбас. Водночас у річку відводиться значна частина шахтних вод, що гідравлічно не пов'язані з річковим стоком.

ЛІТЕРАТУРА

1. Вілейско-Минская водная система / В.Н.Плужников, Р.А.Станкевич, М.И.Малижонко., Д.Ф.Жуков. — Минск: Университетское, 1987. — 63 с.
2. Вишневецький В.І. Річки і водойми України. Стан і використання. — К.: Віпол, 2000. — 376 с.
3. Водне господарство в Україні / За ред. А.В.Яцика, В.М.Хорева. —К.: Генеза, 2000. — 456 с.

УДК 581. 526. 323. 3 (477. 75)

И.И. Маслов, Т.В. Белич, С.Е. Садогурский, С.А. Садогурская

Никитский ботанический сад — Национальный научный центр УААН, Ялта

ИСТОРИЯ И ОСНОВНЫЕ НАПРАВЛЕНИЯ ГИДРОБОТАНИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ В НИКИТСКОМ БОТАНИЧЕСКОМ САДУ

Никитский ботанический сад, основанный в 1812 г., является одним из старейших научно-исследовательских учреждений Украины. В первую очередь он планировался как "экономо-ботанический сад", однако ещё создатель и первый директор сада Х. Стевен в своём рапорте герцогу Ришелье в числе основных функций нового учреждения указывал проведение научных исследований, в т. ч. изучение природной флоры. Данную функцию взял на себя созданный в 1909 г. Ботанический Кабинет (ныне отдел флоры и растительности). Не смотря на то, что изучение морской бентосной флоры окрестностей Никитского сада проводилось ещё в прошлом веке Г. Шперком, К. Декенбахом (в гербарии НБС имеются его сборы), в то время в задачи учреждения подобные исследования не входили. Выдающийся отечественный ботаник С.С. Станков, чрезвычайно много сделавший для развития НБС как научно-исследовательского центра, в 1928 г. писал о необходимости организации специальных

альгофлористических исследований именно на базе НБС [11]. Однако прошло около полувека, прежде чем это пожелание осуществилось. Началом гидрботанических исследований в НБС следует считать 1973 г., когда был организован заповедник "Мыс Мартьян", являющийся структурным подразделением НБС. Половину площади заповедника составляет акватория Черного моря. Работы по изучению водорослей-макрофитов, относящихся к отделам Chlorophyta, Phaeophyta и Rhodophyta начаты И. И. Масловым, первоначально под непосредственным руководством доктора биологических наук, профессора кафедры ботаники Одесского государственного университета И. И. Погребняка. [5, 6]. Исследования охватывали заповедник и акватории, непосредственно к нему прилегающие. Мониторинг донной растительности заповедника продолжается до настоящего времени, но при этом начиная с 80-х гг. география исследований значительно расширилась. В первую очередь внимание исследователей было обращено на изучение фитобентоса заповедных аквальных комплексов и природных объектов, подлежащих заповеданию. В целом данное направление сохраняется и до настоящего времени. Это обусловлено тем, что Крым является уникальным регионом, где благодаря разнообразию природно-климатических, геологических и геоморфологических условий донная морская растительность представлена во всём многообразии. Вместе с тем, Крым — один из наиболее освоенных регионов Украины, и темпы антропогенного преобразования природных экосистем всё более возрастают. Это в полной мере относится к прибрежной зоне морей, где сосредоточены экономические интересы населения. Объекты природно-заповедного фонда теснейшим образом соседствуют с центрами рекреации, промышленными и сельскохозяйственными зонами и т. д. Поэтому одной из задач, стоящих перед сотрудниками НБС, является комплексное гидрботаническое обследование заповедных и антропогенно нарушенных акваторий азово-черноморских берегов региона. Данный подход позволяет выявлять и прогнозировать динамику прибрежных экосистем. В начале 90-х гг. в НБС сложилась группа по изучению морского макрофитобентоса. При сохранении стратегического направления в изучении макрофитобентоса, её возникновение позволило дифференцировать тематику и начать специальные исследования псевдолиторальных сообществ водорослей-макрофитов [2], сообществ мягких грунтов прибрежных лагунных водоёмов и прилегающих морских акваторий [9], а также микрофитобентоса (Cyanophyta) супралиторали [7]. В результате в настоящее время исследования охватывают весь биотопический спектр прибрежной зоны моря, характеризующейся максимальным развитием фитобентоса. Научная база Никитского ботанического сада позволяет проводить комплексные исследования не только морской, но и околосредовой и прибрежной растительности, что даёт достаточно полные представления о современном состоянии биологического разнообразия территориально-аквальных комплексов.

В результате многолетних гидрботанических исследований дано описание пространственной структуры, качественных и количественных характеристик фитобентоса заповедных и антропогенно изменённых районов ЮБК, Керченского и Тарханкутского полуостровов и Северо-западного Крыма. Составлены кадастры и аннотированные списки фитобентоса ряда заповедных аквальных комплексов [3], подготовлены материалы для Красной книги Крыма [10]. Указаны новые виды для флористических районов азово-черноморского бассейна, уточнены сроки развития и местообитания ряда видов макро- и микрофитобентоса. Полученные данные использованы для обоснования заповедания природных объектов, составления паспортной документации существующих резерватов, определения запасов и продуктивности промысловых видов фитобентоса. На базе НБС ведётся подготовка специалистов в области альгологии [1, 4, 8].

ЛИТЕРАТУРА

1. Белич Т. В. Распределение макрофитов псевдолиторального пояса на Южном берегу Крыма: Автореф. дисс... канд. биол. наук: 03. 00. 05 / Гос. Никит. ботан. сад. — Ялта, 1993. — 22 с.
2. Белич Т. В., Маслов И. И. Мониторинг фитобентоса псевдолиторали природного заповедника "Мыс Мартьян" // Труды Никит. ботан. сада. — Ялта, 2001. — Т. 120. — С. 158-162.
3. Маслов И. И., Саркина И. С., Белич Т. В., Садогурский С. Е. Аннотированный каталог водорослей и грибов заповедника "Мыс Мартьян". — Ялта, 1998. — 31.
4. Маслов И. И. Донная растительность Южного берега Крыма, её рациональное использование и охрана: Автореф. дисс... канд. биол. наук: 03. 00. 05 / Гос. ботан. сад АН МССР. — Кишинев, 1985. — 22 с.
5. Маслов И. И. Современный фитосапробный состав водорослей-макрофитов заповедника "Мыс Мартьян" // Бюллетень Государственного Никитского ботанического сада. — 1990. — Вып. 71. — С. 19-24.
6. Погребняк И. И., Маслов И. И. К изучению донной растительности района мыса Мартьян // Никит. ботан. сада. — 1976. — Т. 70. — С. 105-113.
7. Садогурская С. А. Предварительные данные о видовом разнообразии Cyanophyta супралиторали Южного берега Крыма // Экология моря. — 2000. — № 52. — С. 48-51
8. Садогурский С. Е. Эколого-флористическая характеристика фитоценозов морских трав у берегов Крыма: Автореф. дисс... канд. биол. наук: 03. 00. 05 / Гос. Никит. ботан. сад. — Ялта, 1996. — 22 с.

9. Садогурский С. Е. Растительность мягких грунтов Арабатского залива (Азовское море) // Альгология. — 1999. — Т. 9, № 3 — С. 231-238.
10. Садогурский С. Е., Маслов И. И., Белич Т. В. Водоросли-макрофиты (Chloro-phyta, Phaeo-phy-ta, Rho-dophyta и Charo-phyta). Вопросы развития Крыма. Научно-практический дискуссионно-аналитический сборник. Материалы к Красной книге Крыма — Вып. 13. — Симферополь: Таврия-плюс, 1999 — С. 52-62.
11. Станков С. С. Мысли вслух о Никитском ботаническом саде // Крым. Журн. общественно-научный и экскурсионный. — М.-Л.: ГОСИЗДАТ, 1927. — № 2(4). — С. 35-43.

УДК [622. 276. 04] [628. 47] [658. 567]

В.А. Яременко, А.С. Макаров, В.В. Маляренко

Институт коллоидной химии и химии воды им. А. В. Думанского НАН Украины (ИКХХВ НАНУ), г. Киев

СПОСОБЫ ЗАЩИТЫ ВОДНЫХ ГОРИЗОНТОВ МОРСКИХ АКВАТОРИЙ ПРИ БУРЕНИИ НЕФТЕГАЗОВЫХ СКВАЖИН НА ШЕЛЬФЕ

Бурение нефтяных и газовых скважин на шельфе Черного и Азовского морей, как правило, сопровождается загрязнением водных горизонтов прибрежных вод. При этом, кроме быстро оседающего механического загрязнения измельченных горных пород, в воду могут попадать соли металлов переменной валентности, поверхностно-активные вещества, различные высокомолекулярные соединения, например, каустическая и кальцинированная сода, силикаты натрия, фосфаты, известь, поваренная соль, хлориды кальция и бария, гипс, полиэтиленгликолевые эфиры алкилфенолов (ОП-7; 10; 20), алкиларилсульфонаты (сульфонол), нефть, графит, реагенты на основе лигносульфонатов (разновидности конденсированной сульфит-спиртовой барды — КССБ), хромлигносульфонаты (окзил, ФХЛС), водорастворимые эфиры целлюлозы и их модификации (КМЦ, МКМЦ, ОЭЦ, ОЭКМЦ, карбофен, карбонил), синтетические акриловые полимеры (полиакрилонитрил — ГИПАН, полиакриламид — ПАА), гуматные реагенты — углещелочной (УЩР) и торфо-щелочной (ТЩР) и др. Загрязнение прибрежных вод такими компонентами шлама приводит к угнетению микрофлоры, вызывает различные мутации и канцерогенез морских организмов.

Известны результаты исследований, проведенных на некоторых породах осетровых рыб, согласно которым, при концентрации свыше 0,8-1,0 г/л шламовых дисперсий в морской воде наблюдается отрицательное влияние на оплодотворяемость и ход эмбрионального развития икры и личинок рыб. А при концентрации шламов 5-6,0 г/л молодь рыб большинства видов погибала.

Поэтому являются актуальными вопросы дезактивации шламов, которые должны быть включены в разработку типовых схем защиты водных горизонтов от загрязнений, возникающих при бурении нефтегазовых скважин на шельфе.

Отечественный и зарубежный опыт показывает, что в буровой практике природоохранных работ наибольшее распространение получили термические, биологические и химические методы дезактивации шламов. Термообработка шламов весьма экологически эффективна, однако серьезным недостатком термических методов является повышенная энергоемкость и необходимость в специфическом оборудовании. Существенный недостаток биологических методов — возможность их использования только в узком интервале рН и температуры.

Перспективными, на наш взгляд, являются методы комбинированного химического воздействия, позволяющие использовать прогрессивную технику и более высокие технологии обработки, которые включают дезактивацию шлама для его последующего использования в различных отраслях хозяйственной деятельности.

Известны способы переработки шламов в полевых условиях путем сооружения на буровых площадках специальных котлованов (земляных амбаров), где производится сбор отходов с последующей их переработкой. Однако все эти мероприятия сопряжены с нарушениями экологического баланса окружающей среды. Использование методов, включающих дополнительные крупногабаритные постройки на гидротехнических сооружениях (стационарных буровых платформах, приэстакадных сооружениях) практически неосуществимо.

В ИКХХВ НАН Украины проводятся систематические исследования состава и свойств различных шламов бурения для выявления их загрязняющего действия и возможности дезактивации. В частности, авторами исследованы структурно-механические, реологические, поверхностные, электроповерхностные,

гидрофильные, спектральные свойства для выявления роли отдельных компонентов шлама и выяснения механизма участия адсорбционно-сольватных слоев в контактных взаимодействиях дисперсных частиц шлама.

На основании результатов этих исследований авторами разработан и предложен ряд физико-химических методов по дезактивации шламов при бурении, улучшающих экологическую обстановку на морском шельфе. Разработаны методики капсулирования шлама и/или направленного механического или реагентного изменения структурно-текстурных свойств его дисперсий. После сбора шлама с буровых платформ обязательными стадиями являются классификация, дезактивация и последующая его переработка в промышленно значимые материалы.

Процесс переработки шламовых дисперсий может осуществляться на специально оборудованном судне или прибрежных объектах. Как показывают результаты экспериментальных исследований и практические испытания, предлагаемая технология обеспечивает сохранность водных горизонтов морских акваторий от загрязнения.

С учетом различий в минералогическом составе дисперсной фазы и предшествующей реагентной стабилизации промывочных суспензий разработаны варианты химической обработки шламовых дисперсий, предполагающие получение материалов с определенными свойствами. Например, использование для обработки шлама в качестве модифицирующих полимерных добавок гидролизованного полиакрилонитрила в количестве 3,0-4,5% в пересчете на сухое вещество, в сочетании с добавками 2,5-4,0% гексаметилентетрамина, 2-3% алкилсиликонатов и 5-8% фосфогипса позволяет получать вещества, которые могут быть использованы для осуществления экологической защиты: сорбенты для очистки водной поверхности от нефтепродуктов, легирующие добавки к промывочным и тампонажным дисперсиям, порошок для пожаротушения нефти на водной поверхности и береговых объектах, средства для дезактивации поверхности, загрязненной радионуклидами и др.

Согласно полученным результатам, можно отметить, что основным преимуществом разработанных методов, по сравнению с известными, является обеспечение повышенной экологической защиты районов проведения буровых работ на шельфе, независимо от климатических условий. Кроме того, создается также возможность проведения природоохранных работ непосредственно в местах сбора шлама, что снижает транспортные расходы на перевозку и хранение. В итоге, ожидается экономическая выгода за счет утилизации отходов и получения промышленно значимых материалов.

Таким образом, анализ существующих методов защиты водных горизонтов морских акваторий при бурении нефтегазовых скважин на шельфе подтверждает перспективность предлагаемого авторами комбинированного химического подхода к решению данной экологической задачи. Для большей эффективности существующих и разрабатываемых типовых схем защиты водных горизонтов и прибрежных акваторий от загрязнения необходимо закладывать предлагаемые авторами методы дезактивации шламов при составлении научно обоснованных проектов бурения скважин на шельфе.

ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ВОД УКРАЇНИ. ПРІСНОВОДНІ ЕКОСИСТЕМИ

УДК 574.5

В.Р. Алексієнко, В.М. Трохимець, В.В. Серебряков

Київський Національний університет імені Тараса Шевченка, м. Київ

НОВИЙ МЕТОД ДОСЛІДЖЕННЯ РОЗПОДІЛУ І ПОВЕДІНКИ ЗООПЛАНКТОНУ ТА МОЛОДІ РИБ НА МІЛКОВОДДЯХ

В даний час існує велика кількість методик відлову зоопланктону та молоді риб, що дають можливість якісної та кількісної оцінки [1, 2, 3]. Однак багато важливих питань щодо розподілу та поведінки гідробіонтів важко оцінювати за їх допомогою.

На кафедрі зоології Національного Київського університету імені Тараса Шевченка розроблена нова методика комплексного відлову зоопланктону та молоді риб у прибережній зоні водойм. Були використані прозорі поліетиленові півторалітрові пляшки (можна застосовувати також двохлітрові та п'ятилітрові), в однієї з яких зрізали дно, а у другій верхівку. Потім верхівку другої пляшки впаювали на місце дна першої. Отже утворювалась ловча воронка, яка нагадувала вершчу. Дві такі пастки об'єднували між собою так, щоб їх ловчі воронки були спрямовані в різних напрямках (рис. 1, А). Такі подвійні пастки встановлювали через кожні 0,5м на металевий каркас (рис. 1, В), який закріплювався у ґрунті. Пристрій встановлювали на трьох різних глибинах: 0,5м (пастки на глибинах 0,1м та 0,5м); 1м (0,1м, 0,5м, 1м); 1,5м (0,1м, 0,5м, 1м та 1,5м).

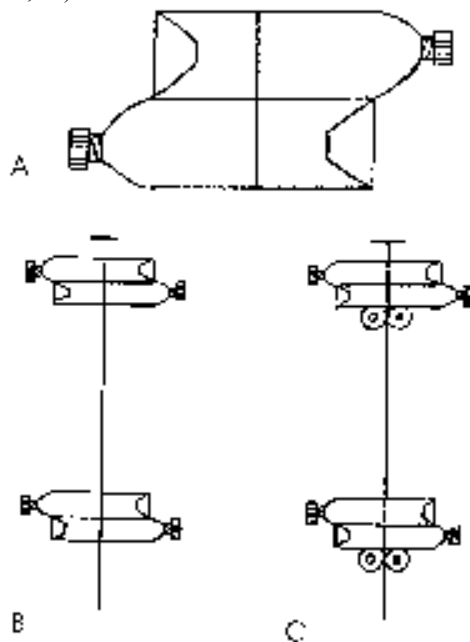


Рис. 1. Будова окремої подвійної пастки (А); пристрій на 0,5м (В); остання модель пристрою на 0,5м (С).

ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ВОД УКРАЇНИ. ПРІСНОВОДНІ ЕКОСИСТЕМИ

У червні 1999 р. в районі Канівського природного заповідника (правий берег Кременчуцького водосховища) на малозарослому мілководді було проведено 5 серій дослідів для визначення оптимальної експозиції ловів. Виставлялені п'ять пасток по чергово виймали через 20, 40, 60, 120, 180 хв. Середні значення отриманих результатів проаналізували за допомогою піктограм (рис. 2 та 3).

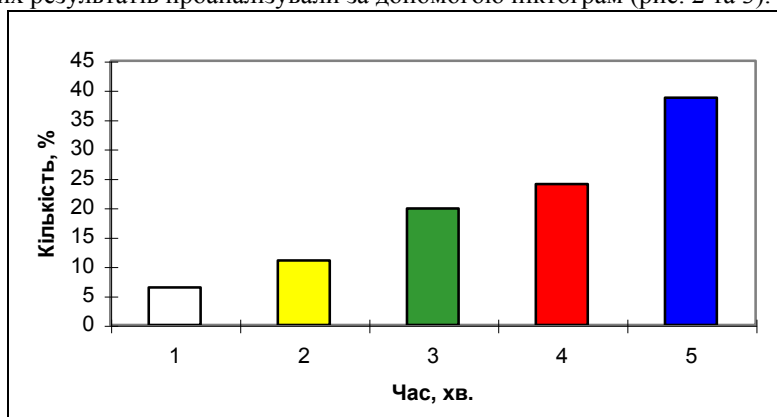


Рис. 2. Середня кількість зоопланктону залежно від тривалості дослідів: 1 — 20 хв., 2 — 40 хв., 3 — 60 хв., 4 — 120 хв., 5 — 180 хв.

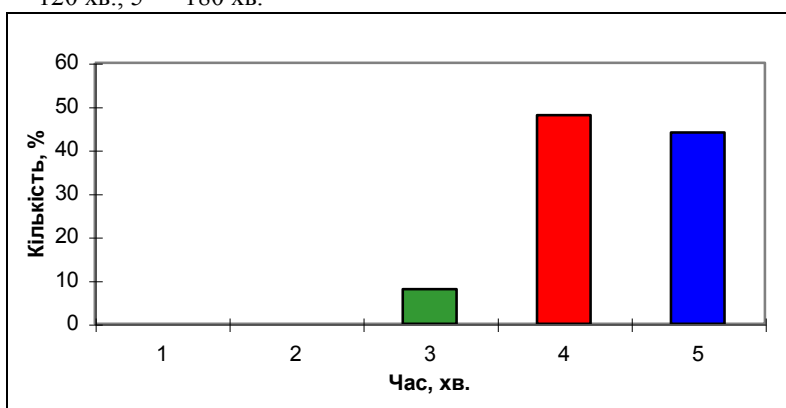


Рис. 3. Середня кількість молоді риб залежно від тривалості дослідів: 1 — 20 хв., 2 — 40 хв., 3 — 60 хв., 4 — 120 хв., 5 — 180 хв.

З часом зоопланктон у більшій кількості потрапляв у пастки, а пік вилову молоді риб прийшовся на дві години. Виходячи з цього, було прийняте рішення вважати за експозицію дві години, оскільки на цей час у пастки потрапляло вже вдосталь зоопланктону для подальшого аналізу його розподілу та поведінки, а кількість виловленої молоді риб вже не зростала.

У червні 1999-2000 рр. у верхній частині Кременчуцького водосховища проведено 28 серій дослідів на різних біотопах (зарослий, малозарослий та незарослий) для визначення вертикального розподілу зоопланктону та молоді риб.

Для з'ясування їх основних напрямків руху пристрої одночасно встановлювали ловчими воронками у певному напрямку: за течією — проти течії та до берега — від берега. Однак треба зазначити, що нова методика знаходиться у стані розробки, тому можливі її вдосконалення. Влітку 2001р. пристрої перебудували так, що відразу можна було отримувати дані по всіх чотирьох напрямках руху (рис. 1, С). Ловчу лійку розширили, а в кришку з іншої сторони закріпили планктонне сито.

Висновки

Розроблений нами метод можна використовувати для вивчення просторового розподілу і поведінки зоопланктону та молоді риб на різних біотопах мілководь.

Оптимальна експозиція ловів — дві години.

ЛІТЕРАТУРА

1. Жадин В. Н. Методы гидробиологического исследования. — М. : Высшая школа, 1960. — 192 с.
2. Расс Т. С. Инструкция по сбору икринок и мальков рыб. — М. : Пищепромиздат, 1939. — 24 с.
3. Суходолов Г. М. Инструкция по сбору и первичной обработке ихтиологических материалов. — М. : ВНИРО, 1938. — 39с.

УДК 574.5 (285.3) (477-25)

О.М. Арсан¹, М.С. Щепець², Ю.М. Ситник¹

¹ Інститут гідробіології НАН України, м. Київ;

² ДКП "Плесо" м. Київ

ГІДРОЕКОЛОГІЧНІ ПРОБЛЕМИ ВОДОЙМ КИЄВА

Розвиток економіки в наш час супроводжується зростаючим використанням водних ресурсів найбільш водоемними галузями промисловості. Значна кількість води йде на комунальні та господарчі потреби населення. Нераціональне витрачання та забруднення водних ресурсів призводить до порушення екологічної рівноваги, яка набуває таких значних масштабів, що ставить під загрозу цілісність існування екосистем і нормальні умови функціонування економіки та народного господарства. Вплив діяльності людини на стан водних об'єктів проявляється, перш за все, в погіршенні якості води. Найбільше цей негативний вплив концентрується у великих містах розвинених країн, де зростає техногенне і антропогенне навантаження на довкілля найбільш відчутне. Основними видами господарської діяльності, що найбільше впливають на кількісні та якісні зміни водних ресурсів, є використання води на промислові і комунальні потреби, скидання відпрацьованих та неочищених вод, урбанізація та індустріалізація ландшафтів. При цьому на кожному водозборі, можуть діяти одночасно, якщо не всі, то більшість із перерахованих факторів, які викликають, як зміну гідрологічного режиму, умов формування та об'єму поверхневого стоку, так і якісні зміни водних ресурсів. Пояснюється це тим, що більшість річок та озер є одночасно джерелом водопостачання та приймачем господарсько-побутових (комунальних), промислових та сільськогосподарських стоків. Це призвело до того, що зараз майже не залишилося водойм (особливо в густонаселених містах та районах) з природним гідрологічним режимом та хімічним складом, не порушених антропогенною діяльністю. Найбільше це стосується мегаполісів та міських агломерацій, до яких з повним правом можна віднести і місто Київ. За даними Держкомстату України [1] у 1996 році майже чверть від загального об'єму забруднених стічних вод надходила у водойми без якого-небудь очищення, загалом по країні скинуто не очищеними 980 млн. куб. метрів стоків, що майже вдвічі більше, ніж у 1990 році. Понад 90 % забруднених стічних вод, що скинуті без очищення, припадають на промислово-розвинені регіони, серед яких одне з чільних місць займає і місто Київ.

За даними ДКП "Плесо" на території Києва знаходиться 431 водний об'єкт, загальна площа водного дзеркала яких складає 2347,34 га. Слід відмітити, що акваторію річки Дніпро в межах Києва не включено до водного господарства міста.

Аналіз фахової літератури свідчить, що гідрохімічний, еколого-токсикологічний та радіоекологічний режим цих водойм вивчений недостатньо. Практично невідомий видовий склад риби та інших гідробіонтів, які населяють річки, озера, ставки та струмки міста. За останні 30 років минулого століття не було жодної комплексної програми досліджень (як власне і самих комплексних робіт) гідроекологічного стану внутрішніх водойм міської зони Києва та його найближчих околиць. Зростає з кожним роком використання води із поверхневих водойм міста, а також наростаючий антропогенний вплив та рекреаційне навантаження потребують вирішення наступних питань:

- проведення детального хімічного аналізу (повехневий та придонний шар) води річок, озер, ставків, струмків та джерел;
- визначення вмісту радіонуклідів (стронцій — 90 та цезій — 137) у воді, донних відкладах та гідробіонтах міських водойм;
- визначення вмісту токсичних речовин (важких металів, пестицидів, синтетичних поверхнево-активних речовин, фенолів та нафтопродуктів) у воді, донних відкладах та гідробіонтах;
- проведення іхтіологічних досліджень (вивчення видового складу риби, вікових та розмірних характеристик, умов зимівлі риби та кисневого режиму водойм (особливо взимку); стану нерестових ділянок та умов відтворення риби);
- визначення якості води досліджуваних водойм.

Після вирішення наведених вище завдань та узагальнення отриманих матеріалів про стан водойм і вміст токсичних і радіоактивних речовин в їх компонентах будуть розроблені практичні рекомендації з покращенню якості довкілля і зменшенню антропогенного навантаження та проінформовано жителів міста, як в засобах масової інформації, так і шляхом установки інформаційних щитів на кожній із досліджуваних водойм.

ЛІТЕРАТУРА

1. Квашук Л.П. Про екологічну обстановку в Україні та завдання статистики довкілля / Статистичний моніторинг екологічного стану регіону, галузі. Матеріали науково-практичного семінару 16-17 грудня 1997 р., м.Житомир — Житомир — Київ, 1998. — С. 8-13.

УДК 594. 381. 5

Л.Є. Астахова

Житомирський державний педуніверситет, м. Житомир

ВИДОВИЙ СКЛАД ТА ДЕЯКІ ЕКОЛОГІЧНІ ОСОБЛИВОСТІ СТАВКОВИКІВ (*GASTROPODA, PULMONATA, LYMNAEIDAE*) УКРАЇНСЬКОГО ПОЛІССЯ

Молюски родини Lymnaeidae — одна з найбільш поширених груп тварин, які входять до складу переважної більшості прісноводних біоценозів, у багатьох з яких займають домінуюче або субдомінуюче положення. Ці молюски є масовими споживачами водяної рослинності, рослинного алохтонного матеріалу, відмерлих решток рослинних та тваринних організмів і відіграють важливу роль у колообігу органічної речовини, трансформації енергії, підтриманні рівноваги екосистем водойм.

Метою нашого дослідження було вивчення видового складу ставковиків Українського Полісся та особливостей їх розподілу в різних типах водойм.

Збір матеріалу здійснювали протягом 1990-2000 рр. Було обстежено 998 водойм Волинської, Рівненської, Житомирської, Київської, Чернігівської, Сумської, Хмельницької та Львівської областей, які розташовані в межах Українського Полісся. Зібрано і досліджено близько 2 000 проб.

На основі опрацювання літературних джерел [1, 3-7, 9-11] та результатів власних досліджень встановлено, що у складі малакофауни Українського Полісся на даний час нараховується 35 видів ставковиків, які належать до одного роду (*Lymnaea*) і восьми підродів (*Lymnaea* — 3 види; *Corvusiana* — 2 види; *Stagnicola* — 7 видів; *Omphiscola* — 2 види; *Galba* — 4 види; *Radix* — 2 види; *Muxas* — 2 види; *Peregriana* — 13 видів). Із них 7 видів в регіональній фауні відмічено нами вперше: *Lymnaea atra*, *L. danubialis*, *L. balthica*, *L. ampullacea*, *L. tumida*, *L. bakowskiana*, *L. gingivata* [2].

Біотопічний розподіл ставковиків у водоймах Українського Полісся значною мірою залежить від гідрологічного та гідрохімічного режимів водойм. По відношенню до гідрологічних умов їх умовно можна розділити на мешканців періодичних та постійних водойм.

Періодичні водойми (калюжі, полої, заплавні болота, мочари, пересихаючі річки та струмки) характеризуються різною тривалістю існування. Весняні калюжі, що утворюються після танення снігу, висихають звичайно через 1-2 тижні. Фауна ставковиків в них якісно бідна. Вона представлена "занесеними" видами, які не пристосовані до тривалого пересихання водойм і тому гинуть після зникнення води. За нашими спостереженнями та даними інших дослідників [8], довше інших молюсків у таких водоймах зберігають життєдіяльність ставковики *L. palustris*, *L. callomphala*, *L. truncatula*, *L. peregra*.

Полої, які виникають у заплавах річок у періоди весняних і осінніх повеней, більш тривалі. Весняні полої існують до середини червня, після чого пересихають. У дощові роки вони зберігаються до осені. Осінні полої тривають від 2-3 тижнів до 1-1,5 місяця. До повені ці водойми наповнюються талими водами, які бідні на мінеральні солі. Малакофауна весняних полоїв у цей час дуже бідна як в якісному, так і в кількісному відношеннях. Вона представлена видами, здатними витримувати тривале пересихання водойм (до 300 діб на рік) — *L. palustris*, *L. turricula*, *L. truncatula*, *L. callomphala*, *L. peregra*. При розлитті річок у ці водойми надходять повеневі води, а разом з ними "занесені", часто зовсім не характерні для полоїв види молюсків. В цей період у полоях зустрічаються поодинокі екземпляри *L. stagnalis*, *L. fragilis*, *L. auricularia*, *L. ovata*, *L. lagotis*, *L. fulva*, *L. bakowskiana*, *L. berlani*, *L. atra*, рідше *L. monnardi*, *L. ampullacea*, *L. intermedia*, *L. tumida*, *L. glutinosa*. При повному пересиханні полоїв "занесені" молюски, будучи непристосованими до цих екстремальних умов, як правило, дуже швидко гинуть.

На Українському Поліссі досить часто зустрічаються невеликі заплавні пересихаючі болотця. Навесні вони наповнюються талими, а при розлитті річок повеневими водами. Після спаду останніх водойми повільно пересихають. Із ставковиків найбільш характерними для них є *L. palustris*, *L. turricula*, *L. peregra*, *L. truncatula*.

Своєрідні пересихаючі водойми — мочари в основному зустрічаються на Волинському Поліссі. Площа їх невелика, глибина не перевищує 10-15 см, у зв'язку з чим вони добре прогріваються. Температура води в них близька до температури повітря. Тривалість існування різних мочарів

коливається в дуже широких межах — від 1-2 тижнів до 150-160 діб на рік. В них поселяється переважно *L. truncatula*, рідше *L. turricula* і *L. lagotis*.

Тривалість існування пересихаючих річок та струмків на території Українського Полісся визначається водністю року, а час пересихання — сезонними особливостями розподілу опадів. Склад фауни ставковиків пересихаючих струмків і річок суттєво відрізняється. В струмках вона, як правило, представлена видами, здатними витримувати тривале перебування поза водою (*L. palustris*, *L. turricula*, *L. peregra*).

Види, які витримують більш або менш тривале пересихання водойм, мають ряд пристосувань, що дають змогу зберегти життєдіяльність у цих несприятливих умовах середовища. У пересохлих водоймах, які ще зберегли дно у вологому стані, ряд ставковиків, що мають велике устя черепашки (*Lymnaea s. str.*, *Radix*) і щільно притискаються ним до поверхні субстрату. Багато моллюсків накопичується під покривом рослинності, яка висухла, а в заплавних болотах скупчуються в купинах, утворених гіпновими мохами. За нашими спостереженнями, ряд видів (*L. truncatula*, *L. turricula*, деякі види підроду *Peregrina*) зариваються у м'які донні відклади на глибину 2-5 см. Деякі ставковики (*L. stagnalis*, *L. fragilis*, *L. palustris*) втягують тіло всередину черепашки і утворюють захисну плівку — епіфрагму, яка закриває її устя. При цьому між тілом тварини і захисною плівкою залишається простір, наповнений повітрям. Вживання моллюсків у пересихаючих водоймах незначне. За нашими спостереженнями за *L. palustris* із пересихаючого болота (с. Висока Піч Житомирської обл.) воно становить 19,5% при 92-добовому перебуванні поза водою. В пересихаючій річці Немилянці (та ж область) 112-добове перебування в наземно-повітряному середовищі витримали тільки 7,6% *L. turricula*.

Від пізньої осені до ранньої весни моллюски знаходяться в анабіотичному стані, який часто називають зимовою сплячкою. Її тривалість визначається часом настання льодоставу восени і скресу водойм навесні. Тривалість зимової сплячки у ставковиків Українського Полісся коливається від 70-85 до 90-95 діб. У цей період моллюски не живляться. Усі процеси їх життєдіяльності сповільнені.

Фауна ставковиків постійних водойм (річок, озер, ставків, водосховищ та ін.) характеризується більшою видовою різноманітністю (32 види) порівняно з періодичними водоймами. Розподіл гідробіонтів в них поряд з іншими факторами визначається глибиною водойм. В прибережній зоні постійних водойм на глибинах 0,05-0,3 м поселяються амфібійні ставковики *L. truncatula*, *L. subangulata*, *L. goupili*, *L. oblongata*, які є типовими представниками періодичних водойм. На глибинах до 0,6 м виявлені *L. fusca*, *L. bąkowskiana*, *L. peregra*, *L. fulva*, *L. lagotis*; 1,0 м — *L. palustris*, *L. fontinalis*, *L. atra*, *L. monnardi*, *L. hartmanni*; 1,5 м — *L. corvus*, *L. gueretiniana*, *L. fragilis*, *L. ampullacea*; 2,0 м — *L. glutinosa*, *L. balthica*, *L. ovata*, *L. intermedia*, *L. psilia*. Найбільш “глибоководними” (до 3,0-5,0 м) виявились *L. stagnalis*, *L. auricularia*, *L. tumida*, *L. patula*. На таких глибинах зустрічаються, як правило, поодинокі екземпляри цих моллюсків, у той час, як на глибинах від 0,2-0,5 м вони досягають найбільших значень щільності поселення (240 екз/м²). Ставковики поселяються переважно в стоячих та слабо проточних водоймах, де швидкість течії не перевищує 0,01-0,06 м/с.

ЛІТЕРАТУРА

1. Adamowicz J. Materiały do fauny mięczaków (Mollusca) Polesia // Fragmenta faunistica musci zoologici Poloniai. — Warszawa, 1939. — Vol. IV. — № 3. — S. 13-89.
2. Астахова Л. С. Моллюски родины Лymnaeidae Українського Полісся (фауна, екологія, біологія): Автореф. дис... канд. біол. наук. — К., 1998. — 24 с.
3. Bąkowski I. Mieczaki. — Lwow: Muz. im. Dzieduszyckich we Lwowe, 1892. — 264 s.
4. Волтарніст Т. В. Ставковики підроду *Galba* Українського Полісся (систематика, екологія, особливості поширення, практичне значення) // Деп. в ДНТБ України 26. 08. 93, N1793 — Ук. 93. — 29 с.
5. Ельський К. М. О малакологической фауне окрестностей г. Киева // Изв. ун-та Св. Владимира. — 1862. — № 8. — С. 187-194.
6. Здун В. И. Некоторые вопросы экологии наиболее распространенных моллюсков Западного Полесья // Вопросы экологии. — М., 1962. — Т. 5. — С. 73-74.
7. Калужняцька М. З. Колекції сучасних моллюсків науково-природознавчого музею АН УРСР // Сучасна та минула фауна західних областей України. — К.: Вид-во АН УРСР, 1963. — С. 69-75.
8. Колпаков Е. В. О некоторых моллюсках в пересыхающих водоемах Юго-Востока Союза // Раб. Волжск. биол. ст. — 1929. — 10. — № 4. — С. 149-156.
9. Крашенінніков С. Перші відомості про малакофауну р. Ірші // Зб. праць Зоологіч. музею. — 1936. — Т. 12, № 17. — С. 15-23.
10. Полянський Ю. Матеріали до пізнання малакофауни західного Полісся // Збірн. фізіогр. коміс. наук. тов-а ім. Т. Г. Шевченка у Львові. — 1932. — Вип. 4-5. — С. 83-110.
11. Стадниченко А. П., Стадниченко Ю. А. К фауне и экологии пресноводных моллюсков (Gastropoda, Bivalvia) Украинского Полесья // Гидробиол. журн. — К., 1984. — Т. 20, № 2. — С. 36-40.

УДК 574. 587 (282)

С.А. Афанасьев

Институт гидробиологии НАН Украины, г. Киев

РУСЛОВЫЕ ПРОЦЕССЫ КАК ФАКТОР ИЗМЕНЕНИЯ СТРУКТУРЫ ДОННЫХ СООБЩЕСТВ В ГОРНЫХ РЕКАХ

Под русловыми процессами понимаются изменения формы русла и русловых образований (скоплений наносов) под воздействием потока, представляющие собой непрерывное размывание дна и берегов реки с последующим гидротранспортом и отложением продуктов размыва [3]. Как правило, в реках можно выделить зону эрозии, зону транспорта и зону отложения влекомых и взвешенных наносов. Пространственная и временная изменчивость донных сообществ, обусловленная руслообразовательными процессами, отмечалась многими исследователями [1,2]. Особенно воздействие на донную фауну влекомых и взвешенных наносов проявляется во время паводков [6]. Однако, в целом изменения структуры донных сообществ в связи с характером русловых процессов остаются весьма мало изученными.

Материалом работы послужили данные, собранные в летние сезоны 1999–2000 гг. на реках Латорица, Уж и их притоках (бассейн Дуная), а также результаты натуральных экспериментов, проведенных на реках Стрый и Свича (бассейн Днестра) осенью 2000 г. Пробы донной фауны отбирали используя коробчатый пробоотборник (захват 100 см²) либо скребок (лезвие 5 см), а также путем смыва с камней, поднятых на поверхность. Дрифт донных животных контролировали по пробам планктона, или с помощью дрифтовой ловушки 25×50 см. Методика эксперимента состояла в контроле интенсивности дрефта в потоке наносов и вне его, при искусственном взмучивании дна реки либо при внесении мутьевого агента (глиняную болтушку заливали в бочку с отверстиями, из которых мутная вода постепенно поступала в реку).

Донная фауна в реках бассейнов Латорицы и Ужа достаточно богата видами. Всего отмечено 12 таксономических групп, из которых наиболее разнообразными оказались личинки хирономид — 17 видов и поденок — 12 видов. Практически на всех точках исследования доминировали личинки хирономид рода *Stictotopus*, доля которых часто превосходила 90% численности.

Анализ сходства видового состава показал, что донная фауна рек Латорица, Уж и их притоков в целом представляет собой континуум. Формирование видового состава в этих реках идет по одному сценарию и из единого биофонда, характерного для горных рек Закарпатского региона. Различия в составе и количественном развитии организмов на тех или иных участках зависят, в первую очередь, от наличия загрязнения и характера русловых процессов.

В целом, при условии отсутствия выраженных загрязнений, можно отметить, что на фоне изменения гранулометрического состава и подвижности донных грунтов по продольному профилю рек происходят закономерные изменения структуры донных сообществ. Вниз по течению отмечается “выпадение” личинок таких насекомых как веснянки, которые практически не встречаются на участках, где происходит отложение донных наносов. Видовое богатство поденок также снижается с 5–8 видов в верховьях рек с преобладанием скальных выходов и крупных камней, до 1–3 в зоне эрозии и транспорта наносов на предгорном и горном участках; видовое разнообразие личинок хирономид, напротив, возрастает. При переходе реки на равнину в донных отложениях заметное место начинают занимать олигохеты и двусторчатые моллюски, которые и обуславливают возрастание биомассы донных сообществ до нескольких сотен г/м³. Численность донных животных имеет достаточно выраженный максимум на предгорных участках рек, что определяется наиболее интенсивным дрефтом организмов в зонах транзита наносов. Места слияния горных рек испытывают двойную нагрузку, принимая дождевые потоки и, следовательно, сток наносов обоих водотоков, что оказывает ингибирующее влияние на фауну дна. Во всех точках впадения притоков отмечено резкое снижение показателей обилия и видового богатства животных. Например, в р. Уж выше впадения Турьи, биомасса составила 12,3–15,7 г/м², в Турье — 10,1–24,5 г/м², а в Уже ниже ее впадения только 0,6–1,1 г/м², причем здесь были отмечены только ручейники и хирономиды.

Как показали экспериментальные исследования, любое увеличение мутности воды приводило к резкой, в 9–22 раз, интенсификации процесса дрефта донных беспозвоночных. При взмучивании дна реки в составе дрефта отмечались практически все виды, в количественной представленности, близкой к составу донных сообществ. Искусственное внесение мутьевого агента приводило к увеличению в дрефте доли личинок насекомых, прежде всего хирономид. Реакция активного избегания мутной воды для беспозвоночных горных рек — явление вполне объяснимое: выжить в условиях паводка можно только

укрившись в неровностях массивных неподвижных камней и скал либо дрейфуя вместе с взвешенными частицами. Сигналом для начала дрейфа служат явления, предшествующие началу массового перемещения наносов по речному ложу, в ряду которых наиболее важное — увеличение мутности смыва (смыв частиц с водозаборной площади), предваряющей мутность размыва (транспорт материалов русла). В результате, донные сообщества гидробионтов как бы постоянно возвращаются на начальные стадии сукцессии, не достигая при этом стабильной структуры [2]. Исключения составляют самые верхние участки рек, наименее подверженные отрицательному воздействию паводковых вод, так как, во-первых, водозаборная площадь этих участков еще невелика и, соответственно, расходы воды здесь даже при интенсивных осадках не вызывают катастрофических последствий, во-вторых, донные отложения здесь сложены из крупного осколочного материала и относительно стабильны. При продвижении в долину granulometricкий состав донных грунтов изменяется в сторону увеличения доли мелких фракций и, соответственно, они все легче включаются в состав влекомых наносов. Граница относительно стабильных и уже подвижных донных отложений в горной реке и есть та граница, выше которой сохраняется “неприкосновенный запас” донных организмов, которые не испытывают разрушающего воздействия паводков и служат источником видов для всей реки. Нарушения структуры донных сообществ в горных реках при сведении лесов [4] либо вследствие выпаса скота на косогорах [5], можно объяснить именно тем, что зона стабильных донных отложений, обеспечивающих относительную стабильность донных сообществ сокращается за счет увеличения стоковой нагрузки на водотоки и, соответственно, интенсификации русловых процессов.

Таким образом, характер распределения донных грунтов, как непосредственно, так и через движение взвешенных и влекомых наносов, определяет видовой состав, количественную представленность и дрейф донных животных. Это позволяет заключить, что русловые процессы играют важнейшую роль в формировании структуры донных сообществ в горных реках, биологическая стабильность которых тесно связана с физической стабильностью.

ЛИТЕРАТУРА

1. Беклемишев В. Н. Биоценозы реки и речной долины в составе животного покрова Земли // Биоценологические основы сравнительной паразитологии. — М.: Наука, 1970. — С. 155–180.
2. Самохвалов В. Л. Руслообразовательные процессы и концепция континуума населения водотока. — Магадан: СВНЦ ДВО РАН, 1995. — 64 с.
3. Чеботарев А. И. Общая гидрология. — Л.: Гидрометеиздат, 1975. — 543 с.
4. Gurtz Martin E., Wallace J. Bruce. Substrate-mediated response of stream invertebrates to disturbance // Ecology. — 1984. — Vol. 65, № 5 — P. 1556–1569.
5. Kownacki A. Stream ecosystems in mountain grassland (West Carpathians). 8. Benthic invertebrates // Acta hydrobiol. — 1982. — Vol. 24, № 4. — P. 375–390.
6. Petran M., Kothe P. Influence of bed load transport on the macroinvertebrates of running waters // Verh. Int. Ver. Theor und angew. Limnol. — 1978. — Vol. 20, № 3. — P. 1867–1872.
7. Williams D. D. Some relationships between stream benthos and substrate heterogeneity // Limnol. and Oceanogr. — 1980. — Vol. 25, № 1. — P. 166–172.

УДК 574. 5 (282. 247. 322)

С.А. Афанасьев, Ю.Ф. Громова, О.В. Мантурова, В.В. Трылис, Н.Г. Ткачук

Институт гидробиологии НАН Украины, г. Киев

АНАЛИЗ СОВРЕМЕННОЙ ГИДРОБИОЛОГИЧЕСКОЙ СИТУАЦИИ В РЕКАХ БАСЕЙНА ПРИПЯТИ

Припять — наибольший по водности и площади бассейна приток Днепра. Русло реки извилистое, с многочисленными рукавами, затонами и пойменными водоемами. Для ее притоков характерно наличие участков с выраженной трансформацией русел и поймы, связанной с мелиорацией, запруживанием, строительством каналов. В период летне-осенней межени 2000 г. было проведено исследование и анализ гидробиологического состояния реки Припять и ее притоков: Горынь, Стырь, Ствига, Уборть, рукава Стоход. Были изучены бактерио-, фито-, зоопланктон и донная фауна. Сбор и камеральную обработку материала проводили по общепринятым методикам.

Для р. Припяти и рек ее бассейна, был характерен невысокий уровень развития бактериопланктона (4,03–4,63 млн. кл. /мл). Самые грязные в санитарно-бактериологическом отношении были пограничные участки рек Горынь, Стырь и Ствига. Вода их содержала высокую численность кишечной палочки (600–

10980 кл/л) и сальмонелл (34–102 кл/мл). Микрофлора этих рек, а также притоков со стороны Беларуси существенно повлияла на численность микроорганизмов основной реки. По сравнению с верховьями Припяти, численность бактериопланктона возрастает к устью в 1,4 раза, гетеротрофных бактерий — в 2 раза, кишечной палочки — в 21 раз и сальмонелл — в 37 раз.

В фитопланктоне обнаружено 135 таксонов водорослей, рангом ниже рода, относящихся к 8 отделам. Наибольшее значение имеют *Bacillariophyta* и *Chlorophyta*, представленные соответственно 51 (37%) и 61 (46%) таксонами. *Cyanophyta*, *Euglenophyta* и *Chrysophyta* представлены 5–6 видами, остальные отделы — по 1 виду. В реках бассейна значительного количественного развития достигают *Oscillatoria tenuis*, *Stephanodiscus hantzschii*, *Fragilaria virescens*, *Scenedesmus quadricauda*, при этом, для водорослевых сообществ характерна полидоминантная структура. В целом фитопланктон Припяти, рукава Стоход и ее притоков Горынь и Стырь можно охарактеризовать как диатомово-хлорококковый, рек Уборти и Ствиги — как диатомовый. Наибольшее видовое разнообразие отмечено в устье Припяти — 81, в Горыни — 52 и Стыри — 51 таксон. Показатели обилия фитопланктона изменялись в широких пределах. Наименьшие были зарегистрированы в реке Уборть — 385 тыс. кл./л и 0,23 мг/л, наибольшие — в устье Припяти — 8065 тыс. кл./л и 6,11 мг/л.

В зоопланктоне зарегистрировано 48 видов, в том числе коловраток — 28, веслоногих — 5 и ветвистоусых ракообразных — 15. Наибольшим видовым богатством характеризовалась Стырь (31), наименьшим — Уборть (5), Горынь (6) и Ствига (7 видов). В составе доминант наиболее часто встречаются ювенильные особи копепоид, *Euchlanis dilatata*, *E. deflexa*, *Asplanchna priodonta* и *Bosmina longirostris*. Соотношение таксономических групп в исследованных реках различается. Для зоопланктона р. Уборть характерно значительное доминирование коловраток (85,0% численности), для рек Стырь, Горынь, Ствига — преобладание копепоид. Ветвистоусые ракообразные составляют наибольшую часть биомассы зоопланктона рек Припять, Ствига и рукава Стоход. Доминирование кладоцер в р. Припять отмечалось также и ранее [4]. Среди экологических группировок зоопланктона большинства исследованных рек доминируют пелагические, фитотфильные и прибрежно-фитотфильные.

Средние значения численности и биомассы зоопланктона исследованных рек колебались в пределах 200–400 экз./м³ и 2–6 г/м³. Исключение составили р. Стырь с наибольшими показателями обилия — 1710 экз./м³ и 38,28 мг/м³ и р. Уборть, где отмечена наименьшая биомасса — 0,54 мг/м³.

В донных сообществах обнаружено 67 видов беспозвоночных из 14 групп, из них 24 вида личинок хирономид. Наиболее разнообразна донная фауна в реках Уборть и Ствига — 34 и 31 вид соответственно. Количественные показатели развития бентофауны в этих реках также были достаточно высокими — в Ствиге 3100 экз./м² и 10,5 г/м², в Уборти — 2800 экз./м² и 10,2 г/м². Донная фауна в верхнем течении р. Припять также хорошо развита — 21 вид при численности 3300 экз./м² и биомассе 1,8 г/м². Наибольшие показатели обилия зообентоса — 5600 экз./м² и 27,7 г/м² — отмечены в слабопроточном рукаве Стоход, однако видовой состав и структура свидетельствуют здесь скорее об умеренном органическом загрязнении, чем об экологическом благополучии. Низким богатством донной фауны и монодоминантной структурой с преобладанием мелких олигохет отличаются участки трансформированного русла. Так, в канализированном русле р. Стырь количественные характеристики 6 видов беспозвоночных составили всего 3900 экз./м² и 0,9 г/м². Для реки Горынь в целом были характерны незначительные количественные показатели развития и бедный видовой состав бентофауны. Наиболее низкие численность (500 экз/м²), биомасса (0,51 г/м²) и богатство (4 вида) зообентоса зафиксированы на приграничном участке этой реки.

Одной из задач при выполнении данной работы была оценка состояния рек по биологическим показателям. Индексы сапробности, рассчитанные по фитопланктону, изменяются в пределах от 1,73 в верховье Припяти и р. Стоход до 2,32 в р. Уборть и 2,63 в р. Ствиге. Высокий индекс сапробности р. Уборть определяется высоким количеством *Nitzschia acicularis* и *Navicula cryptocephala*, в р. Ствига — массовым развитием *Oscillatoria tenuis* и *N. cryptocephala*. Оценка сапробиологического состояния исследованных рек по зоопланктону оказалась мало показательной, диапазон полученных значений находился в пределах 1,32–1,54 и плохо согласуется со структурными показателями сообществ. Например, наибольшие значения сапробности отмечены для р. Стырь, которая в то же время характеризуется наибольшим видовым богатством, количественным развитием, видовым разнообразием сообщества и трофическим спектром организмов. А наименьшее значение сапробности оказалась в р. Уборть, где отмечено всего 5 придонно-фитотфильных видов, слабое количественное развитие организмов и минимальное видовое разнообразие сообщества. Кроме того, значительное доминирование коловраток может свидетельствовать о загрязнении воды в реке [1]. Сапробные индексы, рассчитанные по организмам зообентоса, изменялись незначительно и также были мало показательными в плане оценки качества воды. Использование биотических индексов (Вудивисса и Бельгийского биотического) позволило оценить общее состояние рек. При условии отсутствия антропогенных трансформаций поймы и русел рек, изменения биотических индексов в целом согласуются с гидрохимическими данными и колеблются от 7 до 10 баллов, когда как на канализированном участке р. Стырь, значения индексов падают до 5–6. В ряде

случаев снижение значений индексов до 5 указывает на неблагоприятные условия существования донных сообществ. Так, например, в р. Горынь быстрое течение, мутность и высокая подвижность влекомых наносов угнетающим образом действуют на донную фауну.

В целом, анализ гидробиологической ситуации рек бассейна р. Припять показывает, что тенденции, описанные в работах [2, 3] сохранились, состояние рек бассейна определяется не столько загрязнением, сколько антропогенным разрушением пойм и трансформацией русел.

ЛИТЕРАТУРА

1. Крючкова Н. М. Структура сообществ зоопланктона в водоемах разного типа // Продукционно-гидробиологические исследования водных экосистем. — Л., 1987. — С. 184-198.
2. Наумова Л. А., Ставинская А. М. Зообентос левобережных притоков реки Припять. — Киев, 1985. — Деп. в ВИНТИ, № 6262-85. — 20 с.
3. Полищук В. В., Гарасевич И. Г., Дягилева Г. М. и др. Характер изменений биота Припятского Полесья под влиянием мелиорации // 5 Съезд гидробиол. об-ва, Тольятти, 15-19 сент., 1986 г. Тез. докл. Ч. 2. — Куйбышев, 1986. — С. 282-283.
4. Радзимовский Д. О., Полищук В. В. Планктон річки Прип'ять. — К.: Наук. думка, 1970. — 212 с.

УДК 574. 5 (282)

С.А. Афанасьев, Примак А.Б.

Институт гидробиологии НАН Украины, г. Киев

ПЛАНКТОННЫЕ И ДОННЫЕ ГРУППИРОВКИ БЕСПОЗВОНОЧНЫХ РЕК БАСЕЙНА ЗАПАДНОГО БУГА

Западный Буг — приток р. Нарев (бассейн Вислы), имеющий длину 772 км. Более половины длины русла находится на территории Украины. Это типично равнинная река, исток которой находится на севере Подольской возвышенности в с. Верхобуж Львовской области. Наиболее крупные притоки на территории Украины — реки Золочевка, Полтва, Рата, Солокия, Студянка, Луга. В бассейне много озер, среди которых наиболее известны Шацкие. Самым загрязненным притоком является р. Полтва, принимающая сточные воды г. Львов. Влияние Полтвы отслеживается вплоть до Добротворского водохранилища, где за счет интенсификации самоочистительных процессов, вызванных сбросом подогретых вод ТЭС, р. Западный Буг начинает восстанавливать свое состояние [2].

Материал для данного сообщения был собран в рамках Программы СВС ТАСИС “Западный Буг и Латорица/Уж — трансграничный мониторинг и оценка качества воды” в летние сезоны 1999 и 2000 гг. Пробы зоопланктона отбирали с поверхности воды, концентрируя 100 л воды через планктонную сеть с мельничным газом № 73. Пробы зообентоса и зооперифитона отбирали по всему сечению речного русла, при необходимости использовали легководолазное снаряжение. В биотопах с рыхлыми донными отложениями использовали коробчатый пробоотборник с площадью захвата 100 см², обрастания с твердых субстратов отбирали скребком с шириной лезвия 5 см, кроме того, делали смывы с камней поднятых на поверхность. Учет макроформ проводили используя рамку 0. 5×0. 5 м. Камеральную обработку проб проводили по общепринятым в гидробиологии методикам. Выделение биотических однородностей проводили путем сравнения видового состава группировок гидробионтов с использованием индекса Серенсена и Чекановского-Серенсена.

Зоопланктон рек бассейна Западного Буга достаточно богат и представлен по материалам наших сборов 93 видами беспозвоночных (105 с учетом вариететов). Из них коловраток 57, ветвистоусых 24, веслоногих раков 12 видов. Видовой состав беспозвоночных водной толщи в основном формируется, начиная практически от истока реки, причем на видовую структуру зоопланктонного сообщества Западного Буга в его среднем и нижнем течении большее влияние оказывает планктон из левых притоков (исключая р. Золочевку). Правые притоки по составу близки с верховьями Буга (до района Каменки Бугской) и р. Золочевкой. В целом для рек бассейна характерным являлось незначительное количественное развитие зоопланктона. В пробах с русловых участков рек численность планктеров была в пределах тысячи экз./м³ при биомассе несколько мг/м³. В водохранилищах обилие планктонных животных могло достигать 2 млн. экз/м³ (Добротвор) и 16,5 г/м³ (Золочев). В Добротворском водохранилище формируется отдельный комплекс видов, для которого характерно высокое видовое разнообразие зоопланктеров и значительное доминирование мелких коловраток *Brachionus calyciflorus*. Условия водохранилища-охладителя в целом являются достаточно благоприятными для развития планктонных животных. Подогрев воды способствует более высоким показателям обилия и разнообразия

зоопланктона, однако прохождение через систему водоснабжения ГРЭС приводит к “выбиванию” крупных зоопланктеров и безусловному доминированию коловраток.

Зообентос рек бассейна Западного Буга представлен широко распространенными видами беспозвоночных. Наиболее разнообразными были личинки хирономид (11 видов) и брюхоногие моллюски (9 видов). Фоновой группой можно считать пиявок, которые в заметных количествах встречались практически на всех точках. Наибольших показателей биомассы достигали двустворчатые моллюски (в среднем и нижнем течении З. Буга). В Добротворском водохранилище отмечено уникальное сообщество с доминированием мшанки *Plumatella fungosa*, которая на облицовках водозаборного канала ДГРЭС образовывала биомассу более 10 кг/м². В целом для речного зообентоса характерна высокая мозаичность сообществ, поэтому анализ состава фауны по всему массиву проб дает более высокие индексы сходства в основном между одинаковыми типами биотопов, а не в пределах того или иного участка. В этой связи интересным представляется динамика в пространстве различных донных сообществ, а не видов животных. В верхнем течении реки преобладают пелореофильные группировки с доминированием подвижных личинок хирономид и олигохет. В притоках Полтва и Золочевка на глубинах до 1 м выделяется сообщество с доминированием брюхоногих моллюсков рода *Lymnaea*. На сильно заиленном дне в Полтве, Рате, Солокии и Западном Буге в районе г. Каменки Бугской преобладающим типом донных сообществ является группировка составленная практически только *Tubificidae* и *Chironomus*. Добротворское водохранилище, в силу значительного разнообразия термических и гидродинамических условий, представлено большим количеством сообществ — мшанок (каналы, дно), пиявок (каналы, урез — 1 м), двустворчатых моллюсков (приплотинная часть) и брюхоногих моллюсков (литораль).

Начиная от г. Сокаль моллюски-фильтраторы играют все большую роль в донных сообществах. Ниже с. Литовеж это наиболее распространенный, а в нижнем течении Украинского участка реки — доминирующий тип бентосных сообществ. Видимо благодаря развитию моллюсков семейства *Unionidae*, играющих важнейшую роль в процессах самоочищения, качество воды на данном участке начинает улучшаться, что отслеживается нами по сапробным и биотическим индексам [1].

На основании анализа сходства видового состава изученных группировок гидробионтов в различных пунктах наблюдения на реках бассейна Западного Буга летом 1999 и 2000 гг. можно отметить, что качественный состав организмов, населяющих водную толщу и дно этих водотоков, распадается на ряд комплексов. В самом общем виде можно выделить правобережный и левобережный комплексы, когда наиболее сходными по составу планктонных организмов и населения дна оказались точки, расположенные в пределах либо правых, либо левых притоков, независимо от степени их загрязнения. Для зоопланктона также характерным является и смена доминант. В правобережных притоках безусловно доминируют коловратки *Brachionus calyciflorus*, *Br. quadridentatus* и *Euchlanis dilatata*, для левобережных характерно преобладание *Bosmina longirostris*. Для бентоса смену доминант выявить не удалось, хотя следует отметить, что в левобережных притоках практически полностью отсутствуют гаммариды, обычные для правобережных. Очевидно, что разделение фауны бассейна Западного Буга на правобережный (тяготеющий к Азово-Черноморскому бассейну) и левобережный (тяготеющий к Балтийскому) комплексы более связано с географическими причинами, чем с влиянием человека. В то же время, по течению основной реки, последовательно расположенные точки, как правило, не сходны по составу. Данная ситуация указывает на то, что экосистема реки Западный Буг на сегодняшний день находится под достаточно сильным антропогенным прессом.

ЛИТЕРАТУРА

1. Афанасьев С. О. Гідробіологічна оцінка транскордонних річок заходу України // Чиста вода — чисте довкілля. Шляхи інтеграції України до Європейського Союзу. Матеріали Програми СВС ТАСІС “Західний Буг і Латориця/Уж — транскордонний моніторинг та оцінка якості води”. — Київ: АртЕк, 2001. — С. 6–13.
2. Кошелева С. И., Афанасьев С. А. Химический состав воды и санитарно-гидробиологическая характеристика Западного Буга в пределах Украины // 2 з'їзд Гідроекологічного товариства України, Київ, 26–31 жовтня 1997 р. Тези доповідей. — К., 1997. — С. 71–72.

УДК 574.58 (282.243.7)

М.А. Берлінський¹, О.І. Іванов², Ю.Г. Карпезо²

¹Одеська філія ІНБПМ НАН України, м. Одеса

²Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

ДО ХАРАКТЕРИСТИКИ ФІТОПЛАНКТОНУ ТА МІКРОФІТОБЕНТОСУ ВОДОЙМ СУЛІНСЬКОГО ТА ГЕОРГІЄВСЬКОГО РУКАВІВ ДУНАЮ

Інтерес до вивчення фітопланктону та мікрофітобентосу водойм Сулінського та Георгієвського рукавів (Румунія) пов'язаний з роботами по організації на них моніторингу гідробіологічного режиму, що вже проводиться на водоймах Кілійського рукава Дунаю (Україна) (Іванов, Карпезо, 1999; Карпезо, Іванов, 1999) та необхідністю одержання вихідних даних для визначення біопродуктивності і, зокрема, для розрахунку інтенсивності дихання і продукції CO₂ структурних комплексів екосистеми водойм всієї дельти Дунаю.

Зазначимо, що з Сулінського рукава вода надходить в озера Разим, Матіца, Узліна, Бабіна, Рошу, Рошулет. Відбір альгологічних проб та їх обробка проводились за загальноприйнятими в сучасній гідробіології методами, перелік чисельності на біомасу робили по об'ємам кожного виду водоростей фітопланктону та мікрофітобентосу.

Таблиця

Деякі параметри фітопланктону (чисельність, тис. кл./л, біомаса, мг/м³) та мікрофітобентосу (чисельність, кл./10 см², біомаса, мг/10 см²) водойм Сулінського та Георгієвського рукавів Дунаю в вересні 1999 року

Водорості	Фітопланктон		Мікрофітобентос	
	Чисельність	Біомаса	Чисельність	Біомаса
Озеро Матіца				
Cyanophyta	27859	0,362	180358	0,030
Euglenophyta	17	0,081	–	–
Dinophyta	33	0,696	–	–
Chrysophyta	–	–	1203	0,0001
Bacillariophyta	8133	13,216	175640	0,145
Xanthophyta	–	–	5114	0,00016
Chlorophyta*	1717	0,086	56135	0,007
Chlorophyta**	–	–	50700	0,841
Всього:	37759	15,434	469187	1,023
Озеро Рошу				
Cyanophyta	45165	2,761	208474	0,036
Euglenophyta	30	0,069	–	–
Dinophyta	100	1,095	714	0,0005
Chrysophyta	–	–	4655	0,005
Bacillariophyta	8590	10,762	445488	0,463
Xanthophyta	–	–	10710	0,002
Chlorophyta*	3250	1,000	54957	0,019
Chlorophyta**	–	–	69615	0,174
Всього:	57135	15,687	794611	0,695
Озеро Узліна				
Cyanophyta	2504	0,043	212279	0,030
Euglenophyta	22	0,079	68	0,0016
Dinophyta	10	0,121	–	–
Cryptophyta	40	0,062	–	–
Chrysophyta	–	–	214	0,0009
Bacillariophyta	1721	1,482	492499	0,448
Xanthophyta	–	–	71221	0,008
Chlorophyta*	303	0,256	36452	0,0226
Chlorophyta**	–	–	38399	0,31414
Всього:	4600	2,043	801746	0,8510

Примітка. * — мікроводорості, ** — нитчасті водорості.

Озеро Матіца. В флористичному спектрі озера переважали Bacillariophyta, що склали 38,7% видового складу. По чисельності в планктоні домінували Cyanophyta, а по біомасі — в планктоні Bacillariophyta, а в бентосі — нитчасті форми Chlorophyta (табл.). Максимальна біомаса діатомових в

планктоні перевищувала 18 мг/л, головним чином за рахунок розвитку *Melosira granulata* (Breb.) Ralfs. Найбільш розповсюдженими в планктоні були: *Anabaena affinis* Lemm., *Gomphosphaeria aponina* Kuetz., *Microcystis aeruginosa* Kuetz. emend. Elenk., *M. pulvereae* (Wood.) Forti emend. Elenk., *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs, *Melosira granulata* (Ehr.) Ralfs, *M. granulata* var. *angustissima* (O.Muell.) Hust. В мікрофітобентосі переважали: *Anabaena scheremetievi* Elenk., *Gloeocapsa turgida* (Kuetz.) Hollerb., *Oscillatoria tenuis* Ag., *Melosira granulata*, *M. varians* Ag., *Navicula cryptocephala* Kuetz, *Cocconeis pediculus* Ehr., *Oedogonium* sp., *Cladophora* sp.

Озеро Рошу. Мікрофіти планктону та бентосу озера мали досить високі показники (таблиця). В флористичному спектрі переважали Bacillariophyta — 53,2% видового складу. В планктоні масовий розвиток Суанопхита (*Anabaena* sp., *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs) викликав “цвітіння” води. У масовій кількості розвинулись також діатомові водорості, головним чином це *Melosira granulata*. Привертає увагу значна чисельність дінофітової водорості *Peridinium aciculiferum* Lemm. (275 тис. кл/л).

В бентосі, поряд з *Melosira granulata*, в значній кількості зустрічались: *Navicula cryptocephala*, *Fragilaria virescens* Ralfs, *Cymbella turgida* (Greg.) V.H., *Amphora ovalis* var. *pediculus* Kuetz., *Epithemia turgida* (Ehr.) Kuetz., деякі інші діатомові водорості. З Chlorophyta слід відмітити *Actinastrum hantzscii* Lagerh. та *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Breb., а зелені нитчасті водорості були представлені *Oedogonium* sp., *Mougeotia* sp. та *Cladophora* sp.

Озеро Узліна. З досліджених водойм в цьому озері мікрофіти були представлені найбільш різноманітно — 103 внутривидовими таксонами, включаючи номенклатурний тип. У флористичному спектрі, природно, домінували Bacillariophyta, що склали більш 57% видового складу. Порівняльна бідність фітопланктону озера синьозеленими водоростями була пов'язана, очевидно, з впливом дунайських вод через Георгієвський рукав. Найбільш розповсюдженими в товщі води озера Узліна були *Melosira granulata*, *M. italica* (Ehr.) Kuetz., *Cyclotella meneghiniana* Kuetz., *Stephanodiscus subtilis* (V.Goor) A.Cl. На відміну від фітопланктону мікрофітобентос озера Узліна був багато представлений перш за все водоростями з відділу Суанопхита: *Gloeocapsa turgida*, *Oscillatoria tenuis*, *O. terebriformis* (Ag.) Elenk., *Lyngbya aestuarii* (Mert.) Liebm., *L. kuetzingii* Schmidle. Із Bacillariophyta 100% зустрічаємість мали: *Navicula cryptocephala*, *N. radiosa* Kuetz., *Cymbella tumida* (Breb.) V.H., *C. lanceolata* (Ehr.) V.H., *Amphora ovalis* var. *pediculus*, *Cocconeis pediculus* Ehr., *Rhoicosphaenia curvata* (Kuetz.) Grun. В усіх пробах мікрофітобентосу озера були зареєстровані зелені нитчасті водорості *Oedogonium* sp., *Cladophora* sp.

Отже, встановлено загальні закономірності формування гідробіологічного режиму водойм всієї дельти Дунаю, що може бути основою для започаткування моніторингу гідробіологічного режиму водойм румунської частини дельти Дунаю, і що вже провадиться на водоймах Кілійського рукава — української частини дельти ріки. Одержані матеріали дають можливість встановити ряд водойм-аналогів, наприклад озер Матица, Рошу та Узліна з Придунайськими озерами-лиманами та Стенцівсько-Жебринськими плавнями, а озера Разим — з Ананькиним кутом Кілійської дельти.

ЛІТЕРАТУРА

1. Иванов О.І., Карпезо Ю.Г. Мікрофіти (фітопланктон та мікрофітобентос) Дунайського біосферного заповідника // Біорізноманітність Дунайського біосферного заповідника, збереження та управління. Розділ 3 — Біорізноманітність мікрофітів, Розділ 7 — Моніторинг біорізноманітності. — Київ, Наук. думка, 1999. — 704 с.
2. Карпезо Ю.І., Иванов А.І. Матеріали к биоразнообразию Дунайского биосферного заповедника (фитопланктон, микрофитобентос) // Итоги и перспективы гидроэкологических исследований. Материалы международной конференции по водным экосистемам, Минск 25–26 ноября 1999 г. — Минск, 1999. — С. 115-121.

УДК 593. 17:594(477)

Е.Г. Бошко

Институт зоологии им. И. И. Шмальгаузена НАН Украины, г. Киев

О ЗАСЕЛЕННОСТИ МОЛЛЮСКОВ ВОДОЕМОВ УКРАИНЫ КОММЕНСАЛЬНЫМИ СИДЯЧИМИ КРУГОРЕСНИЧНЫМИ ИНФУЗОРИЯМИ

Сидячие кругоресничные инфузории широко распространены в пресных и солоноватоводных водоемах, в морях и прикрепляются к разнообразным неживым и живым субстратам, в том числе и моллюскам. На раковине моллюсков обитают главным образом перифитонные виды перитрих, которые в изобилии

встречаются на водной растительности. Непосредственно на теле моллюсков обитают комменсальные виды, специфичные для моллюсков определенного таксономического ранга. Сведения о комменсальных перитрихах моллюсков водоемов Украины до наших исследований [1, 2, 3] отсутствовали.

Сбор материала осуществлен на протяжении 1981-1992 гг. и в 2000 г. (май-октябрь) в водоемах бассейна Днепра (Киевское, Каневское, Каховское водохранилища, низовья реки, Днепро-Бугский лиман, притоки — рр. Стугна, Ингулец, заливы и озера в окрестностях г. Киева), Южного Буга (низовье, приток — р. Ингул), Днестра (лиман), Дуная (украинский участок низовья), Северского Донца (озеро в Харьковской обл.) и в Черном море (Ягорлыцкий залив, юго-восточное побережье Крыма). В результате микроскопического обследования 1830 экз. моллюсков обнаружено 11 видов комменсальных сидячих кругоресничных инфузорий. Один вид является представителем рода *Epistylis* и был описан нами от моллюсков родов *Unio* и *Anodonta* как новый для науки [1]. Остальные 10 видов входят в состав рода *Mantoscaphidia*, специфичного для морских и пресноводных моллюсков, главным образом гастропод.

Ниже приводим видовой состав обнаруженных перитрих с указанием их хозяев, локализации и мест нахождения.

Epistylis borysthenicus Boshko, 1987 — *Unio tumidus*, *U. pictorum*, *Anodonta cygnea*, *A. piscinalis*, *A. subcircularis*; мантия, нога, ротовые лопасти, жабры; водоемы бассейна Днепра, Днестра, Южного Буга, Дуная.

Mantoscaphidia acanthophora (Fish et Goodwin, 1976) — *Steromphala divaricata*; нога; Черное море (юго-восточное побережье Крыма).

M. hydrobiae (Kahl, 1933) — *Hydrobia* ssp., *Turricaspi* ssp., *Bithynia tentaculata*; щупальца, голова, мантия; Ягорлыцкий залив, водоемы бассейна Днепра, Днестра, Южного Буга, Дуная.

M. limacina (Lachmann, 1856) — *Planorbis* ssp.; щупальца, голова, мантия; водоемы бассейна Днепра, Дуная.

M. physarum (Lachmann, 1856) — *Physa fontinalis*, *Theodoxus fluviatilis*, *Th. pallasii*; щупальца, голова, мантия, нога; водоемы бассейна Днепра, Днестра, Южного Буга, Дуная, Северского Донца.

M. radixi Boshko, 1993 — *Lymnaea auricularia*, *L. ovata*; щупальца, голова, мантия, нога; водоемы бассейна Днепра, Днестра, Дуная.

M. sphaeriidarum Boshko, 1993 — *Shadinicyclas rivicola*; нога; Киевское водохранилище, залив в окрестностях Киева.

M. theodoxis Boshko, 1993 — *Theodoxus fluviatilis*, *Th. pallasii*, *Th. pallasii* gr. sp.; щупальца, голова, мантия, нога, жабры; водоемы бассейна Днепра, Южного Буга, Днестра, Дуная.

Mantoscaphidia sp. 1 — *Lymnaea stagnalis*; щупальца, голова, мантия, нога; водоемы бассейна Днепра, Южного Буга, Днестра, Дуная, Северского Донца.

Mantoscaphidia sp. 2 — *Planorbarius cornaeus*, *Lymnaea auricularia*, *L. ovata*; щупальца, голова, мантия, нога; водоемы бассейна Днепра, Днестра, Южного Буга, Дуная, Северского Донца.

Mantoscaphidia sp. 3 — *Steromphala divaricata*; жабры; юго-восточное побережье Черного моря.

Из обнаруженных видов *M. acanthophora* и *Mantoscaphidia* sp. 3 являются морскими и встречены только у побережья Крыма. *M. hydrobiae* широко распространена как в пресных водоемах, так и в Ягорлыцком заливе, где соленость воды достигает 12‰. Остальные виды — пресноводные и широко распространены совместно со своими хозяевами во многих исследованных водоемах. Исключение составляет *M. sphaeriidarum*, обнаруженная на шаровках только в Киевском водохранилище и заливе в окрестностях Киева.

У некоторых видов моллюсков встречены одновременно два вида комменсальных перитрих. Так у *Th. fluviatilis* почти всегда совместно обитают *M. physarum* и *M. theodoxis*, у *L. auricularia* и *L. ovata* — *M. radixi* и *Mantoscaphidia* sp. 2, у *S. divaricata* — *M. acanthophora* и *Mantoscaphidia* sp. 3.

Прикрепление мантосцифидий к мягким тканям хозяина осуществляется при помощи специального вещества, секретлируемого скопулой. У *Mantoscaphidia* sp. 2 это вещество образует округлый, очень тонкий базодиск (заметен при отрыве инфузории) и в ряде случаев хорошо выраженный прозрачный стебель. У других видов рода базодиск заметен только тогда, когда он является общим для нескольких инфузорий. Вслед за Ломом [4], рассматривавшем микрофибриллярный слой *Apiosoma piscicola* Blanchard, 1885 как рудимент стебля, мы также считаем, что прикрепительное вещество выделяемое скопулой мантосцифидий можно считать рудиментом стебля, а условия существования перитрих на мерцательном эпителии хозяина в ряде случаев способствуют укорочению и исчезновению стебля. Тенденция к укорочению и почти полной редукции стебля выявлена нами у *E. borysthenicus* [1].

Анализ данных, полученных при исследовании комменсальных перитрих моллюсков водоемов Украины показал, что наибольшая экстенсивность (80-100%) и интенсивность (свыше 500 экз. в одной особи хозяина) отмечена в малопроточных и стоячих водоемах. У моллюсков из низовья Дуная, характеризующегося быстрым течением, мутностью воды и сильным органическим загрязнением,

наблюдалась незначительная экстенсивность заселенности инфузориями при небольшой их численности на одной особи хозяина.

ЛИТЕРАТУРА

1. Бошко Е. Г. *Epistylis borysthenticus* sp. n. (Peritricha, Epistylididae) — новая кругоресничная инфузория из моллюсков родов *Unio* и *Anodonta* водоемов бассейна Днепра // Зоол. журн. — 1987. — Vol. 66, № 2. — С. 295-298.
2. Бошко Е. Г. Новые виды инфузорий рода *Mantoscaphidia* (Ciliophora, Peritricha) от пресноводных моллюсков // Вест. зоол. — 1993. — Т. 6. — С. 14-19.
3. Boschko E. G. Kommensale peritriche Ciliaten der Mollusken des sowjetischen Abschnittes der Donau // Limnologische Berichte. — 1990. — Vol. 28, № 1. — S. 268-271.
4. Lom J. The mode of attachment and relation to the host in *Apiosoma piscicola* Blanchard and *Epistylis Iwoffi* Faure-Fremiet, ectocommensals of freshwater fish // Folia Parasitol. — 1973. — Vol. 20, № 1. — P. 105-112.

УДК [574.63 + 591.524.11](285.3)

Ю.Н. Воликов

Институт гидробиологии НАН Украины, г. Киев

АНТРОПОГЕННЫЕ ИЗМЕНЕНИЯ В СОСТАВЕ ДОННОЙ ФАУНЫ “КАСПИЙСКОГО” КОМПЛЕКСА МАКРОЗООБЕНТОСА ПРИДУНАЙСКИХ ВОДОЕМОВ

Придунайские водоемы — уникальные, отличающиеся своеобразным генезисом, водные объекты, входящие в состав дельтовой области Дуная. Они относятся к крупнейшим в Украине водоемам озерного типа. Суммарная площадь водного зеркала придунайских озер превышает 445 км², объем — более 800 млн м³ [1]. В целом озера мелководны — средние глубины составляют 0,5–2,0 м. Из всей группы водоемов, пять из них — Кагул, Ялпуг, Сафьян, Катлабух и Китай — бывшие лиманы, отчленившиеся от моря, в результате нарастания дельты реки. Генезис других (из их числа нами исследованы Картал и Кугурлуй), свидетельствует о том, что они являются обыкновенными пойменными озерами.

Еще в 1895 — 1897 гг. в результате гидробиологических исследований А. А. Остроумовым установлено, что фауна предустьевого участка Дуная и его лиманов по составу очень близка к реликтовой фауне опресненных участков Каспийского моря [3].

Довольно подробно изучить донную и придонную фауну лиманов и пойменных водоемов, а также гирл и заливов морского края дельты Дуная удалось Ю.М.Марковскому. В период 1946 — 1951 гг. им проведен комплекс биоценологических исследований низовьев Дуная [2]. Был отмечен высокий биопродукционный потенциал придунайских озер, главной причиной этого явления оказалось присутствие в водоемах высокопроизводительного каспийского комплекса беспозвоночных высокопроизводительного каспийского комплекса беспозвоночных.

Комплекс понто-каспийской фауны — одна из самых загадочных и проблематичных фаунистических группировок в Дунайском бассейне. С одной стороны, он, казалось бы, имеет явным образом морское происхождение, однако с другой его представители, за исключением проходных рыб, существуют в солоноватых, а то и в пресных водах. К нему принадлежат ценные в промышленном отношении рыбы: осетровые, селедочные, некоторые карповые, а также черноморский лосось. Из беспозвоночных в понто-каспийский комплекс входят речные раки, бокоплавы, моллюски, мизиды, ракушковые раки и кумовые, копеподы, многие виды моллюсков и червей, другие организмы.

Ранее в составе макрозообентоса нижней части Дуная было отмечено 43 вида представителей каспийской фауны, которые доминировали в лиманах (53 % встречаемости) и в меньшей степени обитали в плавневых водоемах дельты (25%), в которых развивались преимущественно пресноводные формы.

В период наших исследований (1996 — 1998) наблюдалась иная картина. Количество видов-каспийцев в макрозообентосе сократилось до 14, из них 10 видов — ракообразные. Наибольшее видовое богатство каспийской фауны было отмечено в лимане Ялпуг. Но и здесь они составляли 27,5 % от общего числа бентосных организмов этого водоема.

Таким образом, со значительным сокращением общего числа видов в составе фауны придунайских водоемов, 2 — 3 раза уменьшилось процентное соотношение между “каспийскими” и пресноводными формами. Так, в озере Китай и плавневом водоеме Картал “каспийцы” в составе макрозообентоса вообще небыли обнаружены. Встречаемость в бентосе лиманов представителей этого фаунистического

ЭКОЛОГИЧНИЙ СТАН ВОД УКРАЇНИ. ПРІСНОВОДНІ ЕКОСИСТЕМИ

комплекса составляла не более 22 %, а в плавневых водоемах их количество снизилось даже до 8 % “каспийцев”. Здесь отсутствовали многие виды мизид, амфипод, кумовых ракообразных, полихет и моллюсков ранее в массовых количествах встречаемые Ю.М. Марковским. В частности, представитель р. *Hurania (Monodactyla) Hurania jalpugensis (Borsea)*, нами единично встречен лишь в Ялпуге. Ранее же монодакны, определяли структуру донных ценозов придунайских озер. Относительно этого вида следует отметить, что решающую роль в снижении его численности сыграл фактор увеличения общей минерализации воды в придунайских водоемах [2].

Таблиця 1

Соотношение пресноводных и каспийских видов донных беспозвоночных в лиманах и плавневых водоемах дельты Дуная.

По Ю.М. Марковскому							
Группы животных	Кагул	Ялпуг	Катлабуг	Китай	Сафьян	Кугурлуй	Картал
Общее количество видов	34	52	51	33	10	22	10
Количество видов “каспийцев”	18	29	32	18	4	19	1
% каспийцев	51,7	55,7	62,8	54,6	40,0	44,5	10,0
% пресноводных	48,3	43,3	37,2	45,4	60,0	55,5	90,0
По нашим данным							
Группы животных	Кагул	Ялпуг	Катлабуг	Китай	Сафьян	Кугурлуй	Картал
Общее количество видов	10	51	9	7	7	13	7
Количество видов каспийцев	2	14	3	—	2	2	—
% каспийцев	20,0	27,5	33,3	—	28,6	15,4	—
% пресноводных	80,0	72,5	66,7	100	71,4	84,6	100

Очевиден процесс трансформации лиманно-каспийских донных комплексов в типично озерные, о чем свидетельствует увеличение количества видов личинок хирономид и олигохет, наряду с ростом их численности и биомассы. Ведущей же причиной обеднения каспийской фауны, на наш взгляд, стало значительное ухудшение токсикологической ситуации на придунайских водоемах. Именно аккумуляция токсикантов в экосистемах придунайских водоемов, вызванная интенсификацией их поступления с водосборной площади приводит к тому, что уже на протяжении ряда лет в начале лета на придунайских озерах наблюдается массовая гибель рыбы. Так, в 1988, 1995, 1996 и 1998 годах это явление приобрело масштабы экологической катастрофы. Например в 1998 г. погибло более 2000 т. только рыбы. Общие же масштабы ущерба так и остались неизвестными.

Резюмируя, остановимся только на основных причинах сложившейся ситуации: интенсивная евтрофикация водоемов и прогрессирующее поступление загрязнений с водосборной площади; уменьшение проточности и повышение показателей минерализации воды; увеличение объемов поступления загрязненных стоков со стороны Молдовы, при полном отсутствии механизмов урегулирования этого процесса на межгосударственном уровне; сокращение площадей зарастания воздушно-водной и погруженной растительностью в результате значительного увеличения численности стада растительоядных видов рыб.

ЛИТЕРАТУРА

1. Гидроэкология украинского участка Дуная и сопредельных водоемов / Т.А.Харченко, В.М.Тимченко, А.А.Ковальчук и др. — К.:Наук. думка, 1993. — 328 с.
2. Марковский Ю.М. Фауна беспозвоночных низовьев рек Украины, условия ее существования и пути использования. 3. Водоемы Килийской дельты Дуная. -К.:Изд-во АН УССР, 1955. — 250 с.
3. Остроумов А.А.Краткий отчет о гидробиологических исследованиях в 1897 г. // Изв. АН. — 1897. — Т.8, № 2.

УДК 591. 524.11 (498.81)

Е.В. Волошкевич

Дунайский биосферный заповедник НАНУ, г. Вилково, Одесская обл.

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ МАКРОЗООБЕНТОСАДЕЛТЫ КИЛИЙСКОГО ГИРЛА ДУНАЯ

В последние годы резко снизились уловы рыбы в дельте Килийского гирла Дуная (ДКГД). Только за последние 10 лет уловы снизились с 803 т в 1990 г. до 166 т в 2000 г. Несмотря на то, что современная официальная статистика мало отображает реальные колебания численности популяций рыб, факт резкого

падения запасов промысловой ихтиофауны не вызывает сомнения. Для ответа на вопрос, почему произошло столь значительное уменьшение рыбных запасов, необходимо знать современное состояние кормового бентоса дельты и факторы, влияющие на него.

Нашей задачей было определение количественного состава макрозообентоса в водоёмах ДКГД, а также влияния степени зарастания водоёмов на его развитие. Пробы отбирали на постоянных станциях в 7 водоёмах различных типов.

В 2000 г. дочерпателем Петерсена с площадью захвата 0,025 кв. м отобрано и обработано 86 количественных проб. ДКГД является самой молодой и продолжает интенсивно развиваться в сторону моря. В результате морские заливы в течение считанных десятилетий превращаются в пресноводные куты, отделившиеся от моря 30-40 лет назад постепенно мелеют, зарастают, но пока они имеют большое значение для нереста, нагула молоди и взрослых рыб. По данным Ю.М.Марковского [1] в июне 1948г. в Ананькином куту численность макрозообентоса была 2 740 экз./кв. м, а биомасса — 2,3 г/кв. м, а в Делюковом в тот же период — 729 экз./кв.м и 1,0 г/кв.м. Спустя десять лет Г.А.Оливари обнаружил в Ананькином куту 1141 экз./кв.м при биомассе 2,1 г/кв.м, а в Делюковом — 2012 экз./кв.м и 2,2 г/кв.м. В июле 1997 года в Ананькином куту было зарегистрировано 1590 экз./кв.м при биомассе 2,8 г/кв.м [2]. В наших пробах в 2000 г. — 990 экз./кв.м и биомасса 2,6 г/кв.м. Несмотря на меньшую численность, биомасса практически не изменилась за счёт личинок насекомых, которые составили 18,2% численности пробы. Летом того же года в Делюковом куту численность была 2680 экз./кв.м и биомасса — 3,6 г/кв.м.

В таблице водоёмы расположены в порядке увеличения открытости, связи с пресноводными гирлами и морем, так же учитывалась степень зарастания макрофитами в тёплое время года. Самыми изолированными и с наименьшей площадью зеркала чистой воды (20 — 30 %) оказались Ананькин, Гнилой и Делюков куты. Они полностью утратили связь с морем, с Дунаем сообщаются небольшими рукавами, и их можно отнести к закрытым водоёмам. Летом здесь отмечается дефицит кислорода из-за значительного развития макрофитов, причём видов, занесённых в Красную книгу Украины — чилима, болотоцветника щитолистного, сальвинии плавающей. Развитие бентосных организмов подавлено, в пробах не встречаются моллюски и ракообразные, основу численности составляют олигохеты (81,8 %), способные переносить недостаток кислорода в воде, и подвижные личинки насекомых, имеющие короткий цикл развития (стрекозы, двукрылые). Весной и осенью, когда нет массовой вегетации растений, биомасса бентоса существенно увеличивается, что свидетельствует об улучшении кислородного режима.

Рыбачий желобок, связывающий Гнилой кут с Ананькиным представляет собой слабопроточный канал, средняя ширина которого 5 –6 м, а средняя глубина — 1,5 м. В теплое время года поверхность воды почти полностью покрывается водяным папоротником. Лимбовский кут сходен с предыдущими, но в период массовой вегетации растений зеркало чистой воды составляет около 40 — 50 %, благодаря этому и высокой проточности средняя численность и биомасса в разные сезоны года не претерпевает резких изменений, и кут можно отнести к высокопродуктивным.

В Лазаркином куту благодаря глубине до 2-х м высшая водная растительность почти отсутствует, погруженная встречается в небольшом количестве. Здесь наблюдается классическая схема: с весны до лета средняя биомасса увеличивается, осенью снова незначительно уменьшается.

Курильские мелководья и Потапов кут представляют собой обширные мелководные водоёмы, в среднем только около 20 % водного зеркала покрыто листьями надводных макрофитов, наблюдается хорошее ветровое перемешивание воды и активные сгонно — нагонные явления. Они отличаются высокой продуктивностью, средняя биомасса колеблется от 10,8 до 29,2 г/кв.м.

Таким образом, все исследованные водоёмы по показателям средней биомассы кормового бентоса согласно классификации Ц.И. Иоффе (1961) являются высокопродуктивными, а Потапов, Лимбовский куты и Курильские мелководья — весьма высокопродуктивными. Уровень развития кормовой базы за последние десятилетия существенно не изменился и не является причиной резкого падения численности промысловых рыб.

Таблица

Распределение численности и биомассы кормового макрозообентоса в водоёмах дельты Килийского гирла Дуная

Водоем	Весна					Лето					Осень					Средн. кутам а (экз./ кв.м) в(г/ кв.м)	
	а(экз/ кв.м)	Черви	Моллюски	Ракообразные	Насекомые	а(экз/ кв.м)	Черви	Моллюски	Ракообразные	Насекомые	а(экз/ кв.м)	Черви	Моллюски	Ракообразные	Насекомые		Паукообразн.
	б(г/кв.м)	Численность (%) Биомасса (%)				б(г/кв.м)	Численность (%) Биомасса (%)				б(г/кв.м)	Численность (%) Биомасса (%)					
Анань-кин кут	<u>323</u> <u>5,3</u>	<u>76,4</u> 13,8	0	0	<u>23,5</u> 86,2	<u>990</u> <u>2,7</u>	<u>81,8</u> 37,4	0	0	<u>18,2</u> 62,6	<u>2376</u> <u>10,2</u>	<u>55,9</u> 18,3	<u>0,4</u> 1,7	<u>1,4</u> 1,7	<u>42,2</u> 77,8	0	<u>1230</u> <u>6,1</u>
Гнилой кут	<u>813</u> <u>2,1</u>	<u>69,7</u> 64,8	0	0	<u>30,3</u> 35,2	<u>560</u> <u>2,3</u>	<u>65,0</u> 50,4	<u>21,0</u> 24,8	0	<u>14,0</u> 24,8	<u>6533</u> <u>13,3</u>	<u>82,9</u> 55,6	0	0	<u>17,1</u> 44,4	0	<u>2635</u> <u>5,9</u>
Рыбачий желобок	<u>3000</u> <u>17,7</u>	<u>66,7</u> 47,4	<u>2,7</u> 22,1	<u>2,6</u> 1,2	<u>28,0</u> 29,3	<u>747</u> <u>2,9</u>	<u>89,2</u> 71,6	<u>5,4</u> 16,9	0	<u>5,4</u> 11,5	<u>2700</u> <u>10,0</u>	<u>88,2</u> 72,4	<u>3,0</u> 3,2	0	<u>8,8</u> 24,3	0	<u>2149</u> <u>10,2</u>
Делоков кут	<u>3205</u> <u>14,8</u>	<u>80,5</u> 34,6	<u>10,0</u> 45,6	<u>3,6</u> 5,0	<u>5,9</u> 14,7	<u>2680</u> <u>3,6</u>	<u>96,3</u> 94,4	0	<u>1,5</u> 1,1	<u>2,2</u> 4,5	<u>3295</u> <u>9,9</u>	<u>44,7</u> 34,5	<u>1,1</u> 17,5	<u>0,3</u> 0,22	<u>53,9</u> 42,8	<u>0,2</u> 5,1	<u>3060</u> <u>9,4</u>
Лимбовский кут	<u>1906</u> <u>11,96</u>	<u>82,2</u> 66,6	0	<u>0,3</u> 1,2	<u>17,5</u> 33,2	<u>1306</u> <u>10,5</u>	<u>64,4</u> 31,1	<u>4,1</u> 39,1	0	<u>31,5</u> 29,8	<u>1800</u> <u>17,6</u>	<u>65,1</u> 14,1	<u>1,3</u> 75,2	0	<u>34,4</u> 10,7	0	<u>1671</u> <u>13,3</u>
Лазаркин кут	<u>2020</u> <u>4,9</u>	<u>25,4</u> 22,8	0	0	<u>74,6</u> 77,2	<u>3173</u> <u>8,3</u>	<u>93,1</u> 60,5	0	<u>0,9</u> 0,2	<u>6,0</u> 39,2	<u>4728</u> <u>6,8</u>	<u>90,8</u> 73,8	0	0	<u>9,2</u> 26,6	0	<u>3307</u> <u>6,7</u>
Курильские мелк.	<u>492</u> <u>10,9</u>	<u>71,24</u> 47,4	<u>0,9</u> 19,4	<u>10,4</u> 15,5	<u>17,4</u> 17,7	<u>3595</u> <u>23,3</u>	<u>50,8</u> 20,4	<u>4,2</u> 56,8	0	<u>44,8</u> 22,8	-	-	-	-	-	-	<u>4258</u> <u>17,1</u>
Потапов кут	<u>2935</u> <u>29,2</u>	<u>17,0</u> 40,1	0	<u>70,0</u> 45,0	<u>12,9</u> 15,0	<u>11792</u> <u>19,1</u>	<u>48,5</u> 47,5	<u>0,1</u> 6,3	<u>2,5</u> 6,3	<u>48,9</u> 39,9	<u>15364</u> <u>16,5</u>	<u>93,4</u> 91,2	0	<u>3,3</u> 6,4	<u>3,3</u> 2,1	0	<u>10030</u> <u>21,5</u>
Средняя числ. и биомасса по сезонам	<u>2390</u> <u>12,1</u>	<u>61,1%</u> 42,2%	<u>1,7%</u> 10,9%	<u>10,9%</u> 8,6%	<u>26,3%</u> 38,6%	<u>3103</u> <u>9,1</u>	<u>73,6%</u> 51,7%	<u>4,4%</u> 18,05	<u>0,9%</u> 1,0%	<u>21,4%</u> 29,9%	<u>5257</u> <u>12,0</u>	<u>74,4%</u> 51,4%	<u>0,8%</u> 13,9%	<u>0,7%</u> 1,9%	<u>24,1%</u> 32,6%	<u>0,2%</u> 5,1%	<u>3600</u> <u>11,2</u>

Условные обозначения: а- численность; б- биомасса; 0 — не отмечено в пробах; — — пробы не отбирались.

Наименьшие биомассы бентоса наблюдаются в изолированных густозаросших кутах. Это связано в том числе и с прекращением рыбохозяйственных мелиоративных работ (выкашивание жёсткой растительности, углубление соединительных проток), необходимость возобновление которых становится очевидной.

ЛИТЕРАТУРА

1. Оливари Г.А. Зообентос придунайских водоёмов /Тр. Ин –та гидробиологии АН УССР. — 1961. — Т. 36. — С. 145 –165.
2. Синьогуб І.О. Біорізноманітність. Зообентос // Біорізноманітність Дунайського біоферного заповідника, збереження та управління. — К.: Наук. думка, 1999. — С. 190 –196.

УДК 574

В.П. Гандзюра

Київський національний університет імені Тараса Шевченка, м. Київ

ОЦІНКА СТАНУ ГІДРОЕКОСИСТЕМ ЗА ПРОДУКЦІЙНО-ЕНЕРГЕТИЧНИМИ ПАРАМЕТРАМИ БІОСИСТЕМ

Для оцінки стану гідроекосистем запропоновано використовувати продукційно-енергетичні показники біологічних систем різного рівня організації — організмів, популяцій і угруповань. На значному експериментальному матеріалі підтверджено, що величина енергетичного потоку через біосистеми, ефективність їх функціонування як трансформаторів енергії, запаси накопиченої системою енергії на одиницю доступного їй потоку досить адекватно відображують як екоотоксикологічну ситуацію у водоймі, так і дають змогу кількісно оцінити якість середовища для біосистем за ступенем його адекватності особливостям живої матерії. Розглянуто можливість використання нових інтегральних показників для діагностики стану гідроекосистем. В усіх випадках за чутливістю відзначався запропонований нами індекс якості середовища.

Подальший розвиток теорії функціонування гідроекосистем в умовах антропогенного навантаження значною мірою залежить від успішного розв'язання проблеми взаємозв'язку між рівнем забруднення середовища, ступенем антропогенного навантаження і якістю середовища в цілому та продуктивністю біологічних систем, а також вирішення питання кількісної оцінки стану якості середовища для біосистем різного рівня організації (організмного, популяційного, біоценотичного). Успішне розв'язання цілої низки проблем — діагностики стану довкілля, кількісної оцінки ступеня змін стану середовища, порівняння якості середовища різноманітних гідроекосистем тощо гальмується відсутністю адекватних підходів до кількісної оцінки стану якості середовища.

Водні екосистеми є найбільш уразливими до забруднень, оскільки накопичують їх з усього водозбірного басейну, а відтак їх діагностика може дати інформацію про стан забруднення всієї площі водозбору.

Важливим етапом розвитку цієї проблеми є з'ясування поняття «норми» і «патології» екосистем [4, 5]. В цьому аспекті першочерговим завданням слід визнати розробку кількісних критеріїв, які спроможні давати об'єктивну оцінку стану якості середовища за ступенем його адекватності особливостям живої матерії.

Сучасність методики полягає в дотриманні екосистемної парадигми, тобто панівної ідеї про захист і відновлення цілісності водних екосистем. «Водна політика і водогосподарська діяльність повинні базуватися на екосистемному підході» — така рекомендація урядам країн Європейської економічної комісії (ЄЕК) ООН була прийнята старшими радниками урядів ЄЕК з проблем довкілля і водних ресурсів ще в березні 1992 р. і підтверджена в грудні 1996 р. в проєкті «Основної (рамкової) Директиви ЄС по воді (4/12/96) [7].

Енергетичний підхід до вивчення екологічних процесів значною мірою сприяв формуванню екології як науки, оскільки саме він дав змогу вивчати дивовижне розмаїття життя в усіх його проявах через встановлення кількісних закономірностей як міжорганізмних, так і міжпопуляційних взаємин, встановлювати енергетичні баланси біо- і екосистем різного рівня організації. Колосальна кількість публікацій цього напрямку сприяла встановленню загальних закономірностей трансформації енергії як окремими організмами, популяціями, біоценозами, так і складових енергетичного балансу біосистем різного рівня організації. Але при цьому практично не враховується вплив якості середовища на жоден продукційно-енергетичний

параметр [1, 2, 4]. В практиці біопродукційних досліджень часто майже всі біопродукційні величини одержують розрахунковими методами, використовуючи Р/В (продукційно-біомасові) коефіцієнти, одержані десятки років тому за інших умов антропогенного впливу. Водночас показано, що забруднення гідроекосистем впливає на метаболічні процеси як безхребетних [3, 12], так і хребетних тварин [9], рослин [8, 10-11] тощо, викликаючи їх розкорельованість, що призводить до значного зниження продуктивності [4, 6, 12].

Все це унеможливорює одержання об'єктивної інформації з продукційних параметрів різних видів і трофічних рівнів, беручи до уваги значні зміни у стані гідроекосистем за останні десятиліття. Тим паче, що рівень забруднення окремих екосистем відрізняється настільки істотно, що його неврахування зводить нанівець цінність проведених Отже біопродукційних досліджень.

Враховуючи величезну кількість чинників, що впливають на якість середовища, ми вважаємо одним з найперспективніших шляхів оцінки його якості за станом самих біологічних систем різного рівня (організмів, популяцій, угруповань). Цей підхід базується на розумінні якості середовища як ступеня його адекватності особливостям живої матерії. При цьому зміни стану середовища мають оцінюватися за функцією відгуку біосистем різного рівня. В цьому аспекті пріоритет, безперечно, належить продукційно-енергетичним параметрам живих систем, які можуть однаково успішно застосовуватися як до живих організмів будь-яких систематичних груп, їхніх популяцій та угруповань. При цьому стан гідроекосистем пропонується оцінювати за функцією благополуччя біосистем різного рівня організації, а в якості інтегральної характеристики стану біосистем ми пропонуємо найвагоміші продукційно-енергетичні параметри, що базуються на структурі енергетичного балансу, а відтак це відображує співвідношення ентропійного і негентропійного начал в живих системах за різного стану гідроекосистем.

Проведені нами протягом останніх 15 років експериментальні дослідження на представниках різних груп тваринного і рослинного світу (табл.) дозволили дійти висновку, що найповніше всім цим вимогам відповідають основні енергетичні параметри — інтенсивність енергетичного потоку через біосистеми та ефективність їх функціонування як трансформаторів енергії.

Таблиця

Об'єкти наших експериментальних досліджень впливу солей важких металів за різних їх концентрацій у воді на продукційно-енергетичні показники гідробіонтів різних груп

Об'єкти дослідження		Вивчено вплив солей важких металів
Назва виду		
Латинською мовою	Українською мовою	
Lemna minor	Ряска мала	Pb, Ni
Lemna trisulca	Ряска тридольна	Pb, Ni
Elodea canadensis	Елодея канадська	Pb, Ni
Paramecium caudatum	Інфузорія тувелька	Cr, Pb
Pelmatohydra oligactis	Довгостебельчата гідра	Cr, Pb
Daphnia magna	Дафнія	Cr, Pb, Ni
Ceriodaphnia reticulata	Церіодафнія	Cr
Esox lucius	Щука	Cr, Pb
Silurus glanis	Сом	Cr, Pb
Brachydanio rerio	Даніо rerio	Cr
Poecilia reticulata	Гупі	Cr, Pb, Ni
Carassius auratus auratus	Золота рибка	Cr, Pb, Ni
Rutilus rutilus	Плітка	Cr
Tinca tinca	Лин	Cr
Perca fluviatilis	Окунь	Cr
Rana ridibunda	Озерна жаба	Cr, Pb
Rana arvalis	Гостроморда жаба	Cr, Pb

Проте слід зауважити, що значний енергопотік через біосистеми нерідко супроводжується неефективним використанням енергії, в той час як досить значна ефективність трансформації енергії супроводжується незначним енергетичним потоком через біосистеми. Це спонукало нас запропонувати новий інтегральний продукційно-енергетичний критерій — індекс якості середовища (для біопродукційного процесу) (ІЯС):

$$ІЯС = \frac{K_i \cdot x \cdot g_i}{K_e \cdot x \cdot g_e}$$

де в чисельнику: g — відносна швидкість накопичення енергії; K — валова чи чиста ефективність трансформації енергії в даній гідроекосистемі;

в знаменнику — ті ж параметри для біосистеми з еталонної гідроекосистеми (або за найбільш сприятливих умов середовища).

Всі величини бажано виражати в енергетичних еквівалентах. У гетеротрофних організмів за величину енергопотому ми беремо енергію спожитої ними їжі, у рослин замість раціону доцільно визначити величину поглинутої ФАР.

Застосування ІЯС практично вперше дозволяє давати кількісну характеристику якості середовища за найважливішими продукційно-енергетичними параметрами біосистем. В цьому розумінні ІЯС характеризує ступінь адекватності середовища продукційно-енергетичним особливостям біосистем різного рівня організації. В численних експериментах на гідробіонтах різних груп (інфузорії, гідри, гіллястовусі ракоподібні, молодь риб, личинки амфібій, вищі водянні рослини) ми перевіряли, який з біопродукційних параметрів найчутливіший до концентрації різних токсикантів. В усіх експериментах ІЯС мав найвищі коефіцієнти кореляції з концентрацією солей важких металів, тобто давав найадекватнішу картину якості середовища. Практично в усіх випадках невеликі концентрації токсикантів призводять до зростання всіх біопродукційних параметрів. Подальше збільшення концентрації токсикантів супроводиться, як правило, їхнім зниженням. Але в усіх випадках найчутливіше реагує на зміну концентрації токсикантів саме ІЯС. Отже за відхиленням його значень від контролю можна простежити зміни у стані самого середовища мешкання.

ІЯС може успішно застосовуватися як на рівні організму, так і на рівні популяції і угруповання. При цьому кожному рівню притаманні свої особливості. Якщо на організменному рівні ІЯС характеризує головним чином скорельованість метаболічних процесів і співвідношення складових енергетичного балансу індивідууму, то на популяційному ІЯС вже відображує і розмірно-вагову, статеву, вікову структуру популяції, що в свою чергу віддзеркалює різний вплив токсикантів чи стану середовища в цілому на окремі розмірно-вікові групи, певні періоди життєвого циклу тощо. Щодо угруповань, то на цьому рівні ІЯС вже характеризуватиме інтенсивність і ефективність трансформації енергії як окремими популяціями, трофічними рівнями так і угрупованням в цілому. При цьому, звичайно, істотним буде вплив зміни структури біоценозу під дією антропогенних факторів, що в свою чергу неминуче вплине на весь хід енергетичних процесів в екосистемі в цілому, неминуче призведе до зниження інформації угруповань і до зростання ентропії.

Встановлені закономірності змін продукційно-енергетичних параметрів дозволяють по-новому розглянути одержані раніше значення відносної швидкості росту (чи накопичення енергії), валову і чисту ефективність її трансформації, рівні дихання тощо під кутом зору використання їх для оцінки стану довкілля (шляхом порівняння з аналогічними параметрами, одержаними для тих же видів в гідроекосистемах за сучасних умов) та з'ясування напрямків та темпів антропогенної трансформації різноманітних екосистем.

В цьому аспекті ІЯС є кількісною характеристикою негентропійного начала, а відтак — і найадекватнішим параметром стану довкілля в умовах антропогенного навантаження за продукційно-енергетичними параметрами біосистем. Водночас розмови про енергетику середовища матеріалізуються в кількісній оцінці його за ступенем адекватності особливостям енергетики живої матерії.

Це відкриває широкі можливості енергетичної характеристики середовища найрізноманітніших екосистем і біосфери в цілому.

Для з'ясування глобальних і регіональних змін у стані довкілля, кількісної оцінки його якості кінче необхідно також створення банку даних з найважливіших продукційно-енергетичних параметрів як модельних видів живих організмів найрізноманітніших груп з характерних екосистем кожного регіону, так і їх популяцій та угруповань — в першу чергу це відомості про відносну швидкість накопичення енергії біосистемами, ефективність їх функціонування як трансформаторів енергії, співвідношення ентропійного і негентропійного начал та їх взаємозв'язок з інформаційними параметрами біосистем в гідроекосистемах різного ступеня антропогенного навантаження.

ЛІТЕРАТУРА

1. Алимов А.Ф. Введение в продукционную гидробиологию.—Л.: Наука, 1989.—152 с.
2. Биоэнергетика гидробионтов // Шульман Г.Е., Финенко Г.А., Аннинский Б.Е. и др.; под ред. Шульмана Г.Е., Финенко Г.А.; Киев: Наук. думка, 1990.—248 с.
3. Биргер Т.И. Метаболизм водных беспозвоночных в токсической среде.—К.: Наук. думка, 1979. — 189 с.
4. Брагинский Л.П. Биопродукционные аспекты водной токсикологии // Гидробиол. журн. — 1988.—Т 24, № 3.— С. 74-83.
5. Брагинский Л.П. Принципы классификации и некоторые механизмы структурно-функциональных перестроек пресноводных экосистем в условиях антропогенного пресса // Гидробиол. журн.—1998.—Т.34, № 6.—С. 72—94.
6. Гандзюра В.П. Продуктивно-биологические критерии оценки токсичности // Вторая Всес. конф. по рыбохоз. токсикологии: С.Петербург ноябрь, 1991: Тез.докл.—Т.1.—С.104-105.
7. Жукинський В.М., Чернявська А.П., Оксіюк О.П., Верниченко Г.А. Досягнення і завдання гідроекології у створенні водоохоронної нормативно-інструктивної бази // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. — Київ: Ніка-Центр, 2000. — Т. 1.— С. 22-27.
8. Клоченко П.Д., Медведь В.А. Влияние свинца и меди на некоторые показатели жизнедеятельности зеленых и синезеленых водорослей // Гидробиол. журн.—1999.—Т. 35, № 6.—С. 52-62.

9. Маляревская А.Я. Обмен веществ у рыб в условиях антропогенного евтрофирования водоемов. — К.: Наук. думка, 1979. — 252 с.
10. Мусієнко М.М., Гандзюра В.П., Ігнатюк О.А. Вплив свинцю на біо-продукційні параметри гідромакрофітів // Укр. бот. журн. — 1998. — № 6. — С. 609-614.
11. Хамар І.С. Фітопланктон ставів як показник їх екологічного стану: Автореф. . . дис. канд. біол. наук. — К., 1996. — 24 с.
12. Щербань Э.П. Изменения биологических параметров и показателей продуктивности ветвистоусых ракообразных при хроническом воздействии малых концентраций металлов инекоторых пестицидов: Автореф. дис. канд.биол. наук. — Киев, 1973. — 25 с.

УДК 581.526.325:556.53(282.247.32)

Л.Ф. Глущенко

Украинский научно-исследовательский институт экологических проблем, г. Харьков

ФИТОПЛАНКТОН ЛЕВОБЕРЕЖНЫХ ПРИТОКОВ р. ДНЕПР

Изучение фитопланктона притоков левого берега Днепра было составной частью комплексных гидробиологических исследований, проведенных в сентябре 1994 г. во время украинско — канадской экспедиции по р. Днепр. Обследованы устья рек: Сула, Супой, Ирклей, Кривая Руда, Золотоноша, Псел, Ворскла, Орель, Самара, Мокрая Московка, Капустянка, Конка.

В результате исследований в составе фитопланктона было обнаружено всего 280 видов и внутривидовых таксонов, представителей из семи отделов водорослей, большинство которых были из отдела диатомовых (92) и зеленых (86), относительно много синезеленых (45) и эвгленовых (40), значительно меньше представителей желтозеленых (10), динофитовых (4) и золотистых (3).

Наибольшее видовое разнообразие отмечено в устьях рек Конка (92 таксона), Ирклей (59), Кривая Руда (53), Сула, Псел, Самара по 49.

В экологическом отношении флористический состав водорослей устьевых участков был представлен в основном широко распространенными планктонными видами такими как *Cyclotella kuetzingiana* Thw., *C. meneghiniana* Kutz. *Melosira italica* (Ehr.) Kutz., *M. granulata* (Ehr.) Ralfs из диатомовых; *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs, *Microcystis aeruginosa* Kutz., *Gomphosphaeria lacustris* Chod. — из синезеленых; *Pediastrum boryanum* (Turp.) Menegh., *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Breb., *Oocystis borgei* Snow — из отдела зеленых. Для этих участков помимо типичных планктонных форм характерны представители перифитона и бентоса, что обусловлено действием механических факторов и особенностям развития альгофлоры.

В количественном отношении фитопланктон левобережных притоков Днепра был богатым в данный период. Максимальные величины численности достигали нескольких миллионов клеток в 1 л (134,5 — в Самаре; 43,45 — в Золотоноше; 33,1 — Суле) и биомассы десятков миллиграммов в 1 л (32,3 — р. Супой; 22,7 — Конка; 14,8- р. Самара; 6,7 — Кривая Руда; 6,1 — Золотоноша; 5,7 — Сула) и были обусловлены представителями отделов зеленых (Супой), диатомовых и эвгленовых (Конка, Кривая Руда), синезеленых (Самара, Сула, Золотоноша). В устьях рек Сула, Золотоноша, Самара наблюдалась III степень «цветения» типичными представителями синезеленых водорослей *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs и *Microcystis aeruginosa* Kutz., что связано с незначительным течением воды, оптимальной температурой и достаточным количеством биогенных элементов.

Анализ видового состава на сапробность по списку индикаторных организмов альгофлоры показал, что среди обнаруженных форм большинство видов-индикаторов относится к бетамезосапробной зоне. Отмечены также и представители олиго-, альфа- и полисапробной зоны. Индекс сапробности рассчитанный по Пантле и Букку колеблется от 1,83 до 2,34. По индикаторным видам фитопланктона большее загрязнение органическими веществами присуще речкам Сула (2,34), Конка (2,26), Самара (2,25).

Таким образом, с точки зрения фитопланктонного сообщества качество воды исследованных участков рек относится к бетамезосапробной зоне — зоне умеренного загрязнения органическими веществами. В прр. Сула, Самара, Конка оно смещено в сторону альфамезосапробности, что свидетельствует об ухудшении качества воды этих рек, а значит и качества воды р. Днепр.

Эта работа была выполнена благодаря гранту, предоставленного правительством Канады через центр исследования устойчивого развития (IDRC).

Л.Ф. Глущенко, О.Г. Васенко

Український науково-дослідний інститут екологічних проблем, м. Харків

ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ДНІПРОВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА І р. ДНІПРО В РАЙОНІ м. ЗАПОРІЖЖЯ ЗА РОЗВИТКОМ ФІТОПЛАНКТОНУ

Враховуючи значення фітопланктону, як важливого фотосинтезуючого елементу водних екосистем у формуванні якості води та біопродуктивності, а також масштаби антропогенної дії на Дніпровське водосховище промисловості м. Запоріжжя, під час 1997 р. були проведені дослідження, спрямовані на вивчення флористичного складу фітопланктону, ступеня забрудненості води за допомогою організмів — індикаторів альгофлори.

У планктоні було виявлено 82 види і різновидності водоростей, які були представниками 5 відділів: синьозелених, евгленових, зелених, жовтозелених, діатомових. Видове різноманіття було утворене в основному водоростями із відділів діатомових, на долю яких припадало 43,9%, зелених — 43,1% та синьозелених — 18,3%, останні відділи були представлені незначною кількістю видів. Потрібно відмітити незначне видове багатство видів на кожній із досліджених ділянок Дніпровського водосховища (14-19 таксонів). Однією із причин зниження видової різноманітності є масовий розвиток синьозелених, чисельність яких на досліджених ділянках Дніпровського водосховища коливалася від 4,15 млн кл/л з правого боку греблі до 10,9 млн кл/л з лівого боку в районі затоки Кічкас і була зумовлена в основному масовим розвитком *Microcystis aeruginosa* Kutz. “Цвітіння” води як відповідна реакція водної екосистеми на надлишкове надходження біогенних елементів та органічних речовин у Дніпровське водосховище хоча і є сигналом несприятливого екологічного стану одночасно служить відповідним індикатором функціонування водного об’єкту.

Розвиток синьозелених водоростей помітно змінював забарвлення води на ділянках, в яких біомаса сягала 0,8-0,99 мг/л. Чисельність діатомових водоростей коливається від 0,86 млн кл. /л при біомасі 0,95 мг/л з правого боку біля греблі Дніпрогесу до 4,55 млн кл. /л (4,3 мг/л) у верхньому лівобережному б’єфі водосховища.

Загальна чисельність альгофлори Дніпровського водосховища коливається від 5,35 млн кл. /л з правого боку греблі до 15,66 млн кл. /л з лівого боку вище р. Вільнянки, а біомаса відповідно від 1,49 до 5,29 мг/л.

В екологічному відношенні фітопланктон Дніпровського водосховища представлений типовими планктерами (55-90%), перифітонними (6,0-28%) та бентосними (7,1-27,0%) організмами. Серед планктерів із синьозелених зустрічалися *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs, *Microcystis aeruginosa* Kutz., *Gomphosphaeria lacustris* Chod. ; діатомових — *Cyclotella kuetzingiana* Thw., *C. meneghiniana* Kutz. *Melosira italica* (Ehr.) Kutz., *M. granulata* (Ehr.) Ralfs; зелених — *Pediastrum boryanum* (Turp.) Menegh., *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Vreb., *Oocystis borgei*. Бентосні та перифітонні організми представлені в основному діатомовими водоростями із родів *Navicula*, *Nitzschia*; синьозеленими — *Oscillatoria*, *Phormidium*.

По індикаторним видам фітопланктону розрахований індекс сапробності по Пантле і Букку змінювався від 1,63 до 2,06, що характеризує якість води досліджених ділянок Дніпровського водосховища як помірно забруднені органічними речовинами.

При обстеженні р. Дніпро в районі м. Запоріжжя було виявлено 52 види і різновидності водоростей фітопланктону із 4 відділів: 34,6% — діатомових, 32,7% — зелених, 26,9% — синьозелених, 5,8% — евгленових.

Чисельність і біомаса фітопланктону на досліджених ділянках р. Дніпро була значно менша, ніж у Дніпровському водосховищі (1,83-5,27 млн кл. /л, біомаса — 0,89-2,42 мг/л) за рахунок меншого розвитку *Microcystis aeruginosa*, *Cyclotella kuetzingiana*.

У санітарному відношенні води досліджених ділянок р. Дніпро відносяться до бета-мезосапробної зони, індекс сапробності коливається від 1,88 до 2,27, що надає можливість вважати їх по індикаторним видам водоростей помірно забрудненими органічними речовинами.

Фітопланктон гирлової ділянки річок Капустянки і Мокрої Московки характеризується незначним якісним розвитком діатомових, зелених і синьозелених водоростей. Кількість їх клітин становить 2,1 млн кл. /л при біомасі 1,31 мг/л за рахунок розвитку центричних діатомових *Cyclotella meneghiniana* *Melosira italica* та синьозелених із родів *Microcystis*, *Phormidium*, розвиток яких обумовлений наслідком антропогенного впливу промислових і побутових вод м. Запоріжжя.

Санітарний стан гирлової частини річок Капустянки і Мокрої Московки за розвитком фітопланктону можна охарактеризувати як помірно забруднені органічними речовинами. Більшість видів відносились до бета-мезосапробної зони (53,8-61,5%), частка альфа-бета-мезосапробів становила 15,4%, альфа-мезосапробів — 7,7%, інші зони були представлені незначною кількістю індикаторів сапробності.

Ця робота була виконана завдяки гранту уряду Канади через центр дослідження сталого розвитку (IDRC).

УДК 581.526.325:556.53 (282.247.32)

Л.Ф. Глущенко, А.Г. Васенко

Український научно-дослідницький інститут екологічних проблем, г. Харків

ФИТОПЛАНКТОН КАК ПОКАЗАТЕЛЬ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ РЕК ВЕРХНЕГО ДНЕПРА НА ТЕРРИТОРИИ УКРАИНЫ

Флористическое разнообразие планктона рек Верхнего Днепра и р. Днепр ниже Херсона в октябре 2000г. было представлено 182 видами, разновидностями и формами водорослей, которые относились к пяти отделам: Bacillariophyta — 53,3%, Chlorophyta — 31,3%, Cyanophyta — 9,3%, Euglenophyta — 4,4% и Chrysophyta — 1,7%.

Флористический спектр планктона в бассейне р. Припять изменялся от 25-26 таксонов (верховье р. Припять, Горинь, Ствига, Уборть) до 35-49 таксонов (р. Стирь, устье р. Припять) и характеризовался доминированием в основном реофильных холодолюбивых представителей из отдела диатомовых, что характерно для осеннего фитопланктона. Исключение составляло устье р. Припять, где был отмечен полидоминантный характер развития альгоценоза. Комплекс пенистых и центрических форм диатомовых дополнялся обильным развитием видовой структуры зеленых, особенно хлорококковых, водорослей (25 таксонов); синезеленых из класса хроококковых (роды *Microcystis*, *Merismopedia*) и из класса гормогониевых (роды *Aphanizomenon*, *Oscillatoria*). Среди зеленых хлорококковых водорослей доминирующее положение принадлежало планктонным ценобиальным и одноклеточным видам из рода *Scenedesmus*, *Pediastrum*, *Dictyoschaerium*, *Ankistrodesmus*. Разнообразие фитопланктона было обусловлено как типичными планктонами, так и факультативно-планктонными формами. К числу первых относятся *Nitzschia acicularis* W. Sm., *Asterionella formosa* Hass, *Cyclotella kuetzingiana* Thw., *Stephanodiscus hantzschii* Grun., развитие которых было отмечено на всех исследованных участках. В планктоне часто встречались представители бентоса и перифитона *Cocconeis placentula*, *Synedra ulna* (Nitzsch.) Ehr., представители рода *Cymbella*. На формирование видовой структуры фитопланктона на этом участке оказывали влияние многочисленные притоки с различной степенью трофности, непрерывная перестройка русла (чередование плесов и перекатов), наличие биогенных элементов и их соотношение.

Наибольшее развитие эвгленовых водорослей из родов *Trachelomonas* и *Phacus* было отмечено в устье р. Припять и в р. Стоход. Увеличение разнообразия представителей этих родов может свидетельствовать об увеличении эвтрофирования. Здесь же были обнаружены единичные домики золотистых водорослей *Dinobryon divergens* Imhof., для которых основным фактором, определяющим разнообразие и обилие, является фосфор и температура воды.

В фитопланктоне рек Стоход, Ствига, Уборть обнаружены представители улотриковых и десмидиевых, которые чаще встречаются в водоемах, приуроченных к местам выхода кристаллических пород и отличающихся слабоминерализованными водами с малой проточностью.

Наибольшее флористическое разнообразие р. Десны отмечено в приграничном участке в районе с. Камень 47 таксонов за счет обильного развития диатомовых водорослей (32 таксона), среди них доминирующее положение как и в бассейне р. Припять занимали типичные планктоны из родов *Stephanodiscus*, *Cyclotella*, *Melosira*, представители пенистых диатомовых из родов *Nitzschia*, *Navicula*, которые развиваются в водоемах с повышенным количеством органических веществ, высоким содержанием кремния и железа. Доминирующий комплекс организмов флористического разнообразия планктона на всех исследованных участках Десны оставался практически без изменений и был представлен обильным развитием центрических и пенистых диатомовых, изменялись показатели численности и биомассы. Необходимо отметить увеличение количества видов зеленых водорослей в р. Десне ниже Чернигова до 14 таксонов, что может быть связано с антропогенной нагрузкой.

На исследованных участках р. Днепр наибольшее видовое разнообразие было отмечено ниже г. Херсона (70 таксонов), а наименьшее на участке р. Днепр ниже плотины Киевского водохранилища, что может быть связано с разрушением клеток при прохождении через плотину. Доминирующей группой на участках р. Днепр были типичные планктонные виды диатомовых из родов *Cyclotella*, *Melosira*, *Fragillaria*, зеленых — *Scenedesmus*, *Pediastrum*, синезеленых — *Microcystis*, *Aphanisomenon* и др. На участке ниже г. Херсона отмечено наибольшее разнообразие колониальных форм синезеленых водорослей (10 таксонов), среди которых встречаются и постоянные возбудители "цветения" водоемов *Microcystis aeruginosa* и *Aphanisomenon flos-aquae*.

Численность и биомасса фитопланктона на исследованных участках изменялась в широких пределах. Максимальные величины численности и биомассы были отмечены в устье р. Припять (10,76 млн кл./л и 12,11 мг/л соответственно) и в устье р. Десны (4,78 млн кл./л и 3,78 мг/л). Численность в устье р. Припять была связана с доминированием диатомовых из родов *Stephanodiscus*, *Cyclotella*, *Melosira*, *Nitzschia*, *Navicula*, зеленых — *Scenedesmus quadricauda*, *Pediastrum duplex*, синезеленых — *Aphanizomenon flos-aquae*, *Microcystis aeruginosa* и других. В устье р. Десны в образовании численности и биомассы первенство принадлежала также диатомовым, на их долю приходилось 86,8% и 96,9% соответственно, среди диатомовых доминировали те же виды, что и в устье р. Припять.

Более низкие величины численности и биомассы отмечены в верховье р. Припять, что характерно для верховья таких рек, как р. Стоход, Днепр ниже плотины, р. Сейм возле с. Мануховка, и определялись за счет развития реофильных холодолюбивых планктонных видов диатомовых водорослей.

Анализ видового состава на сапробность по списку индикаторных организмов Сладчека показал, что среди обнаруженных форм фитопланктона большинство видов — индикаторов относится к β -мезосапробам, β - α -мезосапробам и α -мезосапробам. Олигосапробов значительно меньше и еще меньше ксеносапробов — показателей чистых вод.

Среди β -мезосапробов на всех исследованных участках были обнаружены *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Breb., *Cyclotella kuetzingiana* Thw., *Cocconeis placentula* Ehr., очень часто встречались *Melosira granulata* Ehr., *M. granulata* var. *angustissima* (O. Mull.) Hust., *Gomphonema olivaceum* (Lyngb.) Kutz., *Pediastrum boryanum* (Turp.) Menegh. и другие. Среди α -мезосапробов следует особое внимание обратить на массовое развитие в этот период диатомовых водорослей *Stephanodiscus hantzschii* Grun., *Nitzschia acicularis* W. Sm., *Navicula cryptocephala* Kutz., которые встречаются преимущественно в водоемах, подверженных интенсивному антропогенному евтрофированию. Увеличение количества α -мезосапробов, наличие которых свидетельствует об увеличении загрязнения водоема органическими веществами, отмечено в р. Днепр ниже плотины, рр. Уборть, Стырь, Ствига. Индекс сапробности на исследованных участках изменялся от 1,8 р. Днепр ниже г. Херсона до 2,3 в р. Днепр ниже плотины Киевского водохранилища.

Таким образом, по индикаторным видам фитопланктона качество воды на исследованных участках р. Днепр можно охарактеризовать как умеренно загрязненное органическими веществами.

Эта работа была выполнена благодаря гранту, предоставленного правительством Канады через центр исследования устойчивого развития (IDRC).

УДК [579.68:591.524.12](285.32)(477)

Т.В. Головки, В.М. Якушин

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

СПОЖИВАННЯ БАКТЕРІАЛЬНИХ ХАРЧОВИХ РЕСУРСІВ ЗООПЛАНКТНОМ У КАНІВСЬКОМУ ВОДОЙМИЩІ

Сучасна екологічна ситуація, що сформувалась на верхній ділянці Канівського водоймища після стабілізації його гідрологічного режиму (і режиму усього каскаду водоймищ на Дніпрі, в цілому), за даними В.І. Щербака [1] спрямовує сукцесію фітопланктону до збільшення різноманіття дрібноклітинних форм водоростей. Результати наших досліджень трофодинамічних показників бактеріопланктону верхньої ділянки Канівського водоймища, проведених у 1997-1998 рр., свідчать, що такий характер еволюції фітопланктону призводить до певних перебудов у трофічних відносинах між бактеріальним населенням водної товщі і зоопланктоном.

Встановлено, що величина та інтенсивність продукування бактеріопланктону суттєво змінювались як вздовж ділянки, так і сезонно. Поряд з інтенсивним добовим приростом бактерій (до 3,04 г/м²·доба) на

ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ВОД УКРАЇНИ. ПІСНОВОДНІ ЕКОСИСТЕМИ

окремих станціях відмічалось їх відмирання. Статистичний аналіз результатів показав, що в цілому за період досліджень між вмістом бактеріопланктону і його питомою продукцією існує обернена залежність ($\kappa = -0,50$; $p = 0,01$). Тобто, із збільшенням біомаси бактерій до значних величин, їх репродуктивна активність знижується і навпаки. Вказану залежність можна розглядати як прояв регуляторного механізму функціонування бактеріального населення водної товщі — механізму, який перешкоджає виникненню негативних змін в системі бактеріопланктону і підтримує його стабільний стан. Споживання бактерій зоопланктоном протягом періоду досліджень змінювалось в межах 0,06-6,28 мг/дм³·доба, становлячи в середньому у 1997 р. — 0,7, у 1998 р. — 1,0 мг/дм³·доба (табл 1). Як відомо, для оцінки утилізації харчових ресурсів водойми прийнято використовувати питомі величини. Ми відмовились застосовувати для цього показники ступеня споживання бактеріальної продукції (G/P) або біомаси (G/B), як це виконується в аналогічних дослідженнях, оскільки немає підстав розділяти процес виїдання бактеріопланктону на споживання раніше сформованої її частини і тієї, що приростає в одиницю часу. Більш коректно величину добового споживання бактерій відносити до суми їх біомаси і продукції (G/B + P).

Таблиця 1

**Споживання бактеріопланктону у верхній ділянці Канівського водоймища
у 1997-1998 рр.**

Показники	Руслові ділянки				Заплавні водойми		В середньому
	вище р. Сирець	нижче р. Сирець	вище р. Либіді	нижче р. Либіді	озеро Баб'є	затоки	
Літо, 1997 р.							
G, мг/дм ³ · доба	0	1,07	0,06	0,52	0,42	0	0,30
G/(B + P) · доба ⁻¹	0	0,46	0,07	0,17	0,13	0	0,15
G ракоподібними, %							
G найпростішими, %							
Осінь, 1997 р.							
G, мг/дм ³ · доба	0,45	0,23	0	6,28	0,02	0,05	1,16
G/(B + P) · доба ⁻¹	0,43	0,11	0	0,47	0,08	0,03	0,22
G ракоподібними, %	16	18	0	н/в	25	100	
G найпростішими, %	84	82	0	н/в	75	0	
Весна, 1998 р.							
G, мг/дм ³ · доба	0,26	1,13	0,09	1,35	1,28	0,49	0,83
G/(B + P) · доба ⁻¹	0,41	0,56	0,10	0,59	0,54	0,20	0,43
G ракоподібними, %	100	0	0	9	44	100	
G найпростішими, %	0	100	100	91	56	0	
Літо, 1998 р.							
G, мг/дм ³ · доба	0,64	1,89	0,57	0,28	0,03	0,71	0,74
G/(B + P) · доба ⁻¹	0,12	0,25	0,13	0,07	<1	0,16	0,14
G ракоподібними, %	0	0	0	0	0	100	
G найпростішими, %	100	100	100	100	100	0	
Осінь, 1998 р.							
G, мг/дм ³ · доба	1,12	1,22	0,23	3,53	0,56	0	0,73
G/(B + P) · доба ⁻¹	0,39	0,39	0,09	0,46	0,18	0	0,21
G ракоподібними, %	100	100	0	46	45	0	
G найпростішими, %	0	0	100	54	55	100	

Примітка. G — виїдання, B — біомаса, P — продукція бактерій, Н/В — не визначали.

Встановлено, що ступінь утилізації бактеріальних живильних ресурсів змінювався у 1997 р. від 7 до 47%, у 1998 р. — від 1 до 59% і був найменшим літом, практично не досягаючи в цей період 30% рівня. В цьому немає нічого дивного, оскільки саме літом основою, що складає раціон планктонних безхребетних верхньої ділянки Канівського водоймища, становляться водорості, у структурі яких досить багато видів з доступними до споживання розмірними характеристиками.

Кореляційну залежність виїдання бактерій від таких біотичних чинників, як їх вміст і питома продукція, виявити не вдалося. Проте, відмічено зростання утилізації бактеріопланктону відносно середніх за сезон значень і значень його питомої продукції на тих станціях, де біомаса бактерій максимальна. Є підстава вважати, що в цих випадках спрацьовує система зворотного зв'язку, яка зменшує коливання в угрупованні бактеріопланктону і підвищує його стабільність.

Позитивним виявився вплив стоків річок Сирця і Либіді, в місяцях надходження яких утилізація бактерій, як правило, збільшувалась у 2-15 разів. І тільки в 3 випадках із 10 вона була рівною або дещо знижувалась по відношенню до вищерозташованих станцій. Тобто, швидкість зміни екологічної ситуації перевищувала адаптаційні можливості зоопланктону, який не встигав у кількісному і якісному відношенні перебудуватись на споживання харчових об'єктів, що надходили із притоків.

Спеціальними дослідженнями була встановлена роль рачково-коловерткового комплексу і найпростіших та їх частка в загальному споживанні бактерій зоопланктоном. Виявлено, що літом 1998 р. на всіх станціях, крім заток споживання бактерій відбувається виключно за рахунок найпростіших. В затоках Матвіївській і Оболонь участь останніх в даний період зводилась до нуля, поступаючись місцем рачкам коловерткам, а спожитий бактеріопланктон складав 100% сумарного раціону Rotatoria, Cladocera і Copepoda, які тут мешкали.

Навесні на руслових станціях роль найпростіших у виїданні бактерій, як і влітку, була 100-відсотковою, восени — змінювалась від станції до станції. В затоках у цей період абсолютним в утилізації бактеріопланктону було значення ракоподібних, осінню — найпростіших. Приблизно однаковою була участь тих та інших консументів у споживанні планктонних бактерій в ізольованому озері Баб'єму.

Розрахунки показали, що в цілому вміст бактеріальних харчових ресурсів на усіх станціях протягом усього періоду досліджень в декілька разів перевищував харчові потреби ракоподібних, однак, як відмічалось раніше, виїдання ними бактерій було нижчим за потенційно можливе і не скрізь мало місце. Аналізуючи дані по фіто- і зоопланктону верхньої ділянки Канівського водоймища, можна відмітити наступне: 100-відсоткова участь ракоподібних у споживанні бактерій за превалювання коловерток визначалась зниженням вмісту мілких форм так званого «споживчого» фітопланктону; за домішуванням представників Copepoda — абсолютною більшістю в їх складі наупліїв, а у фітопланктоні — колоніальних і нитчастих форм.

ЛІТЕРАТУРА

1. Щербак В. І. Структурно-функціональна характеристика дніпровського фітопланктону: Автореф. дис... док. біол. наук. 03.00.17 – гідробіологія. Інститут гідробіології НАН України. — Київ, 2000. — 32 с.

УДК [627.152.2 627,152.1:591.524.12](282.247.324)

Л.В. Гулейкова

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

ВПЛИВ ПРИТОК НА РОЗВИТОК ЗООПЛАНКТОНУ Р. ДЕСНИ

Річка Десна — найбільша лівобережна притока Дніпра. На території України вона протікає від с. Мурав'ї до гирла. Довжина цієї ділянки становить 591 км, площа басейну — 41330 км², тобто 46% загальної його площі. В межах басейну України знаходиться більша частина приток, де формується майже 22 % дніпровського стоку. Тому забрудненість води та самоочисна спроможність Десни — це вагомий фактор формування якісних показників води у Дніпрі. Унікальні територіально-ландшафтні комплекси басейну, незарегульований стік, високі показники біорізноманітності його екосистем є позитивними факторами, що забезпечують унікальні особливості якості деснянської води.

Перші дослідження зоопланктону р. Десни та основних її приток було проведено в серпні 1933 р. [1]. Найбільш повний аналіз планктофауни представлено в роботі М. Ф. Поливанної [2] і присвячено санітарно-гідробіологічному стану щодо зоопланктону цього водотоку. В цілому зоопланктон р. Десни вивчено недостатньо. Одночасно ця група організмів є важливою ланкою екологічного моніторингу. В першу чергу це стосується приток Десни, що відчувають на собі антропогенний вплив.

Метою роботи було вивчення впливу приток на кількісний розвиток та якісне різноманіття зоопланктону Десни і оцінка ступеня забруднення води за індикаторними видами планктофауни. Дослідження зоопланктону української ділянки р. Десни здійснювали в період літньої межени у липні 1999 року і охоплювали основне русло від с. Мурав'ї до с. Хотянівка та гирлові ділянки лівобережних приток — річок Шостка (491 км до гирла р. Десни), Сейм (352 км), Остер (82 км) і правобережних — Судость (570 км), Снов (233 км). Камеральну обробку проб здійснювали згідно загальноприйнятим гідробіологічним методикам. Ступінь різноманіття і вирівняність зоопланктонних угруповань оцінювали за індексом Шеннона (за чисельністю і біомасою). Індекс сапробності визначали за методом Пантле і Букка [3, 4].

За період досліджень у складі зоопланктону вказаних водоймах Десни зареєстровано 69 видів зоопланктерів (33 види коловерток, 10 — веслоногих, 26 — гіллястовусих ракоподібних), а також науплії і молодь веслоногих рачків. Серед досліджених приток найбільшу кількість планктонних тварин виявлено в р. Шостці (23 види), р. Остер (22) та р. Судость (19), найменша — в річках Сейм та Снов (7 і 8 видів).

Аналіз таксономічного складу зоопланктону показав, що практично на всіх ділянках Десни та її приток найбільшою кількістю видів представлені коловертки. Домінуюче положення коловерток

ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ВОД УКРАЇНИ. ПІСНОВОДНІ ЕКОСИСТЕМИ

обумовлено екологічними та біологічними особливостями цієї групи. Провідні серед них — представники потамофільного комплексу *Brachionus calyciflorus* Pall., *Br. angularis* Gosse, та типово лімнофільні види *Asplanchna priodonta* Gosse, *Euchlanis dilatata* Ehrenberg, *Keratella cochlearis* Gosse. Веслоногі ракоподібні представлені в незначній кількості. На відміну від коловерток, ця група зоопланктону характеризувалася бідністю видового складу (3–8 видів). Провідне місце серед них займали наупліально–копеподитні стадії циклопів. Серед гіллястовусих рачків домінували потамофіл *Bosmina longirostris* Müller, а також прибережно-фітофільні види *Acroperus harpae* (Baird), *Simocephalus vetulus* (O. F. Müller), *Alona rectangularis* Sars, *Diaphanosoma brachyurum* (Liev.). Домінуючий комплекс організмів зоопланктону на різних ділянках русла ріки та її приток майже не змінився порівняно з даними 60-х років [1].

Серед трофічних груп зоопланктону як р. Десни так і її приток домінували нанопланктофаги та еврифаги. Наприклад, в гирлі р. Шостки на долю нанопланктофагів приходилося понад 98 % загальної біомаси, в гирлі р. Сноу –75%. Еврифаги переважали в руслі Десни нижче гирла річок Судость (55%), Снов (94%), Остер (96% загальної біомаси). Хижаки, детритофаги та фітофаги, як правило, були відсутні або ж склали невелику частку біомаси.

Зоопланктон середньої та нижньої течії р. Десни формується під безпосереднім впливом стоку з верхньої течії річки, заплавних водойм, а також стоку впадаючих в Десну приток. Порівняльний аналіз кількісного розвитку планктонних тварин гирлових ділянок приток р. Десни показує, що влітку 1999 р. найбільша чисельність і біомаса зоопланктону була в р. Шостці, де ці показники склали 16130 екз./м³ і 1703,2 мг/м³. Дещо нижчі показники характерні для р. Судості (2390 екз./м³; 19,8 мг/м³). Найменші чисельність і біомаса зареєстровані в річках Остер (2600 екз./м³; 4,11 мг/м³), Сейм (820 екз./м³; 4,4 мг/м³) та Снов (280 екз./м³; 4,9 мг/м³).

Порівняння кількісних показників зоопланктону за течією Десни свідчать про чергування підйому та зниження їх сумарної чисельності і біомаси. В русловій частині річки такі підйоми відмічено нижче гирла р. Сейму, біля с. Макошино (21800 екз./м³; 181,1 мг/м³), нижче гирла р. Снов, с. Брусилів (372000 екз./м³; 16612,2 мг/м³), та в гирловій ділянці основного русла, біля с. В. Дубечня (22250 екз./м³; 1599,3 мг/м³). Такі високі кількісні показники свідчать про вплив на розвиток зоопланктону р. Десни не тільки приток, а і, можливо, багаточисельних заплавних водойм, де створюються більш сприятливі умови для життєдіяльності планктонних організмів.

Таблиця 1

Домінуючі види зоопланктону р. Десни та її приток влітку 1999 р.

Місце відбору проб	Види	Чисельність, %	Біомаса, %
р. Десна, с. Мурав'ї	<i>Nauplii Copepoda</i>	31,6	16,3
	<i>Brachionus calyciflorus</i>	19,0	9,6
гирло р. Судость	<i>Bosmina longirostris</i>	41,8	53,9
	<i>Brachionus calyciflorus</i>	29,9	7,0
р. Десна, вище гирла р. Шостки	<i>Synchaeta sp.</i>	50,3	2,4
	<i>Brachionus calyciflorus</i>	12,6	4,9
гирло р. Шостка	<i>Nauplii Copepoda</i>	61,9	18,6
	<i>Simocephalus vetulus</i>	1,7	92,9
р. Десна, нижче гирла р. Шостки	<i>Chydorus sphaericus</i>	29,7	15,0
	<i>Simocephalus vetulus</i>	1,9	22,3
гирло р. Сейм	<i>Iloricata sp. sp.</i>	41,5	27,1
	<i>Asplanchna priodonta</i>	14,6	33,1
р. Десна, с. Макошино	<i>Euchlanis dilatata</i>	36,7	6,3
	<i>Iloricata sp. sp.</i>	27,5	11,9
гирло р. Снов	<i>Cyclops yuv.</i>	21,4	11,0
	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	14,3	60,9
р. Десна, нижче гирла р. Снов	<i>Brachionus calyciflorus</i>	40,3	2,5
	<i>Asplanchna priodonta</i>	26,9	93,7
р. Десна, нижче м. Чернігова	<i>Chydorus sphaericus</i>	14,6	9,9
	<i>Acroperus harpae</i>	10,1	41,5
р. Десна, с. Максим	<i>Brachionus calyciflorus</i>	88,0	23,1
	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	2,2	15,4
гирло р. Остер	<i>Nauplii Copepoda</i>	46,2	27,4
	<i>Asplanchna priodonta</i>	1,0	25,2
р. Десна, нижче гирла р. Остер	<i>Brachionus calyciflorus</i>	62,9	19,4
	<i>Asplanchna priodonta</i>	3,0	36,4
р. Десна, с. В. Дубечня	<i>Asplanchna priodonta</i>	44,5	96,4
	<i>Brachionus calyciflorus</i>	44,5	1,7
р. Десна, с. Хотянівка	<i>Brachionus calyciflorus</i>	42,9	3,4
	<i>Brachionus angularis</i>	23,6	0,2

Таблиця 2

Співвідношення (% загальної біомаси) трофічних груп зоопланктону р. Десни та її приток влітку 1999 р.

Місце відбору проб	Трофічні групи зоопланктону				
	хижаки	евріфаги	детрито-фаги	фітофаги	наннопланк-тофаги
р. Десна, с. Мурав'ї	—	2,2	31,8	9,6	56,4
гирло р. Судость	—	3,2	73,3	7,0	16,5
р. Десна, вище гирла р. Шостки	5,0	55,4	21,7	5,4	12,5
гирло р. Шостка	0,4	0,4	1,0	0,1	98,1
р. Десна, нижче гирла р. Шостки	23,4	9,2	32,6	0,7	34,1
гирло р. Сейм	—	33,1	11,0	3,7	52,2
р. Десна, с. Макошино	35,5	0,1	28,9	6,3	29,2
гирло р. Снов	13,8	—	10,3	1,7	74,2
р. Десна, нижче гирла р. Снов	0,1	93,6	0,2	2,6	3,5
р. Десна, нижче м. Чернігова	2,2	0,1	59,1	1,5	37,1
р. Десна, с. Максим	2,6	8,4	1,7	55,9	31,5
гирло р. Остер	0,1	26,1	22,5	5,2	46,0
р. Десна, нижче гирла р. Остер	1,9	36,4	4,4	19,4	37,8
р. Десна, с. В. Дубечня	0,4	96,4	0,1	1,7	1,4
р. Десна, с. Хотянівка	0,1	95,7	0,6	3,4	0,3

Таблиця 3

Чисельність (екз/м³-чисельник) та біомаса (мг/м³-знаменник) і кількість видів в складі зоопланктону р. Десни та її приток влітку 1999 р.

Місце відбору проб	К-ть видів	<i>Rotatoria</i>	<i>Copepoda</i>	<i>Cladocera</i>	Загалом
р. Десна, с. Мурав'ї	22	<u>1660</u> 2,9	<u>1070</u> 3,6	430 10,8	3160 17,3
гирло р. Судость	19	<u>760</u> 2,2	<u>410</u> 3,1	<u>1220</u> 14,6	<u>2390</u> 19,8
р. Десна, вище гирла р. Шостки	19	<u>1270</u> 7,7	<u>210</u> 1,1	<u>110</u> 2,4	<u>1590</u> 11,2
гирло р. Шостка	23	<u>800</u> 8,0	<u>11150</u> 45,9	<u>4180</u> 1649,3	<u>16130</u> 1703,2
р. Десна, нижче гирла р. Шостки	28	<u>250</u> 2,2	<u>330</u> 7,7	430 13,8	1010 23,7
гирло р. Сейм	7	<u>560</u> 2,9	<u>220</u> 1,1	40 1,12	<u>820</u> 4,5
р. Десна, с. Макошино	21	<u>15500</u> 34,3	<u>3000</u> 78,3	<u>3300</u> 69,1	<u>21800</u> 181,7
гирло р. Снов	8	<u>80</u> 0,1	<u>120</u> 1,3	80 3,51	<u>280</u> 4,9
р. Десна, нижче гирла р. Снов	18	<u>365800</u> 16161,5	1800 16,3	4400 434,3	<u>372000</u> 16612,2
р. Десна, нижче м. Чернігова	15	<u>1080</u> 2,7	<u>800</u> 6,2	<u>1680</u> 56,8	<u>3560</u> 65,6
р. Десна, с. Максим	19	<u>13340</u> 49,2	<u>720</u> 8,3	<u>720</u> 98,8	<u>14780</u> 156,4
гирло р. Остер	22	<u>1030</u> 4,3	<u>1280</u> 4,11	<u>290</u> 4,0	<u>2600</u> 4,11
р. Десна, нижче гирла р. Остер	23	<u>7330</u> 51,2	<u>880</u> 5,9	<u>1760</u> 32,7	<u>9970</u> 89,9
р. Десна, с. В. Дубечня	20	<u>21520</u> 1569,7	<u>550</u> 9,2	<u>180</u> 20,5	<u>22250</u> 1599,3
р. Десна, с. Хотянівка	14	4616 162,0	<u>18</u> 0,14	<u>20</u> 0,56	<u>4654</u> 162,7

Зниження показників у русловій ділянці річки спостерігалось нижче м. Новгород-Сіверського (чисельність — 1590 екз/м³; біомаса — 11,2 мг/м³), нижче взниження р. Шостки (1010 екз./м³; 25,7 мг/м³) і на ділянці Десни нижче м. Чернігова (2560 екз./м³; 65,6 мг/м³). В районі взниження р. Остра в Десну спостерігається незначне підвищення загальної чисельності і біомаси зоопланктону (99770 екз./м³; 89,9 мг/м³), які вниз за течією починають збільшуватися і в районі с. Хотянівка досягають чисельності 4554 екз./м³, біомаси — 162,7 мг/м³.

Розрахунки індексу Шеннона зоопланктонних угруповань показали, що найбільш “збалансованими” за показниками чисельності і біомаси були угруповання русла річки Десна. Показники розраховані за чисельністю змінювалися в діапазоні 2,0 (с. Хотянівка) — 3,8 (нижче гирла Шостки), за біомасою зоопланктону — 2,4 (с. В. Дубечня) — 3,2 (с. Макошино). В гирлових ділянках приток найбільші значення

ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ВОД УКРАЇНИ. ПРІСНОВОДНІ ЕКОСИСТЕМИ

було відмічено в р. Остер — 3,1 та 3,3 за рахунок розвитку полідомінантних комплексів, а найменші в р. Шостці, де розвиваються зоопланктонні угруповання моно- та олігодомінантного характеру — 1,9 та 0,6 відповідно.

Таблиця 4

Індекс видового різноманіття по чисельності (Н'/N) і біомасі (Н'/В) та індекс сапробності по індикаторних видах зоопланктону (S) р. Десни та її приток влітку 1999 р.

Місце відбору проб	Н'/N	Н'/В	S
р. Десна, с. Мурав'ї	3,1	3,1	2,0
гирло р. Судость	2,8	2,5	1,8
р. Десна, вище гирла р. Шостки	2,8	2,6	1,4
гирло р. Шостка	1,9	0,6	1,6
р. Десна, нижче гирла р. Шостки	3,8	3,5	1,6
гирло р. Сейм	2,4	2,3	1,8
р. Десна, с. Макошино	3,0	3,2	1,5
гирло р. Снов	2,9	1,8	1,8
р. Десна, нижче гирла р. Снов	2,3	0,5	2,1
р. Десна, нижче м. Чернігова	3,7	2,4	1,7
р. Десна, с. Максим	1,0	2,8	2,4
гирло р. Остер	3,1	3,3	1,6
р. Десна, нижче гирла р. Остер	2,2	2,4	2,5
р. Десна, с. В. Дубечня	1,7	0,3	2,1
р. Десна, с. Хотянівка	2,0	0,3	2,3

Аналіз коефіцієнту Серенсена вказує, що найбільш подібними за складом зоопланктону були гирлові ділянки річок Судость та Остер і прилеглих ділянок русла основної річки (0,50 та 0,62 відповідно).

Аналіз значень індексу сапробності, розрахованих за індикаторними видами зоопланктону, показує, що більшість досліджуваних приток належить до оліго–Я-мезосапробної зони. Діапазон одержаних значень індексу знаходився в межах 1,6–1,8. В руслі ж Десни ці показники становили 1,5–2,5. Найбільш забрудненою була ділянка р. Десни від м. Остра до гирла, що відповідало Я-мезосапробній зоні.

Отже, в літню межень 1999 р. суттєвого впливу досліджуваних приток р. Десни на кількісний розвиток зоопланктону, якісне різноманіття та санітарний стан не відмічено.

ЛІТЕРАТУРА

- Поливанна М. Ф. Зоопланктон Десни // Десна в межах України. — К. : Наук. думка, 1964. — С. 70–86.
- Ролл Я. В., Марковський Ю. М., Перваченко С. К. Матеріали до санітарно-гідробіологічної характеристики р. Десни на ділянці від м. Новгород-Сіверська до м. Остра // Тр. гідробіол. ст. — 1936. — № 12. — С. 33-92.
- Pantle R. Biologische Flussüberwachung // Wasserwirtschaft. — 1956. — Vol. 46, № 18. — S. 206–209.
- Pantle R., Buck H. Die biologische Überwachung der Gewässer und Darstellung der Ergebnisse // Gas- und Wasserfach. — 1955. — Vol. 96, № 18. — 604 s.

УДК 574. 64 + 574. 63

А.И. Дворецкий, Л.И. Цегельник, Т.А. Мурзина, А.С. Белоконь

Днепропетровский национальный университет, НИИ биологии

СОВРЕМЕННОЕ ГИДРОЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ДНЕПРОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА ПРИ ВЛИЯНИИ АНТРОПОГЕННЫХ ФАКТОРОВ

По уровню загрязнения окружающей среды Приднепровский регион занимает одно из первых мест в Украине, что обусловлено высоким потенциалом промышленного и сельскохозяйственного производства.

Загрязнение воды в бассейне р. Днепр привело к нарушению природных процессов самоочищения водных объектов и значительно ухудшило качество воды. Загрязнение водных ресурсов региона происходит за счет сброса неочищенных или в связи с неэффективной работой очистных сооружений — недостаточно очищенных сточных вод. В Днепровское водохранилище сбрасывают большое количество сточных вод ряд мощных предприятий: Днепродзержинское производственное объединение «Азот» — ежегодно около 10 млн. м³ сточных вод, из которых 7 млн. м³ — без очистки (основные загрязнители — общий азот, взвешенные вещества, железо, карбамид; металлургический комбинат им. Дзержинского — более 100 млн. м³ недоочищенных стоков (основные загрязнители — органические вещества, нефтепродукты, цианиды роданиды, железо, аммонийный азот). Кроме этих предприятий в реку Днепр сбрасываются стоки Аульского водовода (1,5млн. м³), горводоканала г. Днепродзержинска (37 млн. м³), Приднепровского химзавода (375 тыс. м³), «Днепровагонмаша» (380 тыс. м³) и ряд других. Дренажные воды оросительных систем служат дополнительным источником загрязнения водных объектов пестицидами, гербицидами, минеральными солями. На качество воды оказывают влияние малые реки, особенно Мокрая Сура и Самара.

По результатам гидрохимических исследований, проведенных в период 1997 — 2000 г. г., вода в Днепровском водохранилище лишь по показателям минерализации, хлоридам, сульфатам, БПК, фосфатам и азотсодержащим биогенным элементам соответствовала требованиям рыбохозяйственных и санитарно-гигиенических нормативов качества воды. Ретроспективный анализ гидрохимического режима показал, что за 70 — летний период минерализация воды возросла на 20%, изменилось соотношение между отдельными ионами солевого состава (увеличилось количество ионов натрия, хлора и сульфатов). Значительные изменения прослеживались в динамике фосфатов и органических веществ: их количество увеличилось в 9 и 2 раза. Наибольшими загрязнителями были нефтепродукты (1–2 ПДК рыбохозяйственных, а в районах урбанизированных территорий — 100 ПДК), по содержанию которых качество воды относилось к грязным или очень грязным водам. По содержанию СПАВ (20 –87 мкг/мл) вода соответствовала степеням слабого и умеренного загрязнения; по содержанию гербицидов (симметричных триазинов от 0,02 до 90,0 мкг/л, из них — до 30 мкг/мл атразина, что в 6 раз превышало рыбохозяйственные ПДК) — соответствовала плохой воде. Накопления тяжелых металлов в воде не отмечалось, однако содержание кадмия, меди, железа и марганца соответствовало слабо загрязненной воде. Концентрация стронция-90 в воде находилась в пределах 0,03 — 0,20 Бк/л, что в 1,6-2,0 раза выше, чем до аварии, но в 10 раз ниже ПДК для питьевой воды; цезия-137 — ниже чувствительности прибора. Методом биотестирования установлено, что на большинстве станций водохранилища вода была нетоксичной, а на участках, подверженных антропогенному влиянию, гибель тест-объектов (дафний) составляла 14,8 — 32,3%.

Речка Мокрая Сура характеризовалась значительным загрязнением воды взвешенными веществами, нитратами, железом, марганцем, кобальтом, нефтепродуктами, содержание которых в 1,5-3,0 раза превышало рыбохозяйственные ПДК. Основное влияние оказывают загрязненные сточные воды предприятий: «Днепрошина», ПО «Южмаш» и «Днепропресс». Концентрация стронция-90 в воде — до 0,04, цезия-137 — до 0,06 Бк/л.

Наиболее характерное загрязнение р. Самары — высокая минерализация воды, обусловленная сбросом шахтных вод Донецкой области и ДХС «Павлоградуголь». Высокая минерализация (1680 –4200 мг/л), содержание хлоридов (162-800 мг/л), сульфатов (612-1390 мг/л) отмечались по всему течению реки до устья. Воды реки характеризовались также значительным загрязнением железом (3 ПДК, рыбохозяйственные), взвешенными веществами (1,2-3 ПДК), нефтепродуктами (10 ПДК). На некоторых створах наблюдалось повышенное содержание марганца, никеля, кобальта, кадмия, и цинка (1,2-3 ПДК). Содержание стронция-90 находилось в пределах 0,03-0,04, цезия-137 — менее 0,04 Бк/л.

Вода реки Орель высокоминерализованная (1317-2542 мг/л), сульфатно-натриевая. В сравнении с 70-ми годами минерализация воды увеличилась в 1,5 раза. Вода в значительной мере насыщена органическими и биогенными веществами. Значения перманганатной окисляемости и БПК в 3-6 раз превышали общесанитарные нормы. Река Орель не испытывает непосредственного техногенного воздействия промышленных предприятий в связи с их отсутствием в пределах водосбора поэтому по содержанию тяжелых металлов вода относится к слабо или умеренно загрязненной. Однако концентрация свинца, никеля и кадмия были выше рыбохозяйственных ПДК в 1,2 — 2 раза. Содержание в воде стронция-90 составляло 0,05-0,09, цезия-137 — 0,02 — 0,08 Бк/л.

Значительное влияние на качество воды могут оказывать донные отложения, которые накапливают различные вещества природного и антропогенного происхождения. Концентрации общих и минеральных форм органических и биогенных веществ в донных отложениях были на порядок-два выше, чем в поверхностном и придонном слоях воды, что при определенных условиях может способствовать вторичному загрязнению и евтрофированию водоема.

Количество тяжелых металлов в донных отложениях водохранилища было в 5-16 раз выше, чем в почвах региона, с которыми они генетически связаны. Отмечено превышение ПДК для почв по цинку, свинцу и марганцу в 1,3- 3,3 раза. Донные отложения характеризовались по цинку в среднем как сильно загрязненные, по свинцу и кадмию — умеренно загрязненные, по марганцу, меди, никелю и кобальту незагрязненные.

Нефтепродукты накапливались в количествах от 5 до 100 мг/100 г грунта. Концентрация радионуклидов в илах водохранилища составляла: цезий-137 — до 64,8, цезий-134 — 9,0, калий-40 — 930,0, кобальт-60 — 13,0 Бк /кг; в донных отложениях р. Самары — стронция-90 — 0,16 — 1,03, цезия-137 — 2,7 — 3,7 Бк/кг, р. Мокрой Суры — стронция-90 — 1,86, цезия-137 — 18,7 Бк/кг, р. Орели — цезия-137 — 13,3-20,7 Бк/кг грунта. Содержание хлорорганических пестицидов составляло 0,4 — 0,8 мг/кг грунта.

По результатам биотестирования водные вытяжки из донных отложений водохранилища и малых рек были слабо токсичные.

Экологическая оценка качества воды исследованных водоемов, проведенная на основе анализа эколого-санитарных и токсикологических показателей и по методике, разработанной в Институте гидробиологии АН Украины, показала, что по величине общего экологического индекса качество воды в верхней части Днепровского водохранилища изменялось от посредственного (на большинстве станций) до плохого; на средней и нижней частях — от посредственного до удовлетворительного, в речках — от посредственного до плохого.

Для восстановления природных свойств водных ресурсов необходима реализация природоохранной политики, направленной на уменьшение антропогенной нагрузки на водные объекты региона.

УДК 574. 63 (28) (477)

О.Я. Думич

Львівський національний університет ім. І. Франка, м. Львів

СТРУКТУРНА (ЗА ЗООПЛАНКТНОМ) ХАРАКТЕРИСТИКА ЕКОСИСТЕМИ СТАВІВ ГАЛИЧИНИ

За сезонними, а в літній час, щомісячними дослідженнями протягом 1991-1994 р. р. з'ясовувались видова, розмірна і трофічна структура угруповань зоопланктону, а також продукційні їх показники в рибогосподарських ставах і ставах однієї із агрофірм Галичини. Регіон є сильно розчленованою частиною Подільської височини і Передкарпатського прогину. Стан регіону геологи і гідробіологи оцінюють як екологічно напружений і неблагонадійний [1,2].

Матеріалом послужило вивчення структурно-функціональної організації угруповань зоопланктону спускних вирослих рибогосподарських ставів з річковим та атмосферним водоживленням і неспускних ставів агрофірми комплексного призначення.

За даними спостережень зоопланктон водойм представлений 115 видами. На частку коловерток призначається 67%, кладоцер — 19,1%, копепоид — 13,9%. Багатством вирізняються неспускні стави агрофірми (90 видів), на другому місці за різноманітністю — рибогосподарські стави з річковим водопостачанням — (79 видів); найбільш бідними у видовому відношенні були водойми з атмосферним водопостачанням (51 вид). Фауна усіх трьох типів водойм носила коловертковий характер. Виявлені види — ставкові форми, але зустрічаються у водоймах типу рік і озер. Найрізноманітнішими родами виявились

Asplanchna, *Brachionus*, *Euchlanis*, *Filinia*, *Polyarthra*, *Lecane*, *Synchaeta* (Rotatoria); *Daphnia* (Cladocera); *Acanthocyclops*, *Cyclops* (Copepoda). Це систематично віддалені групи, в яких самостійно у процесі еволюції розвинулась спеціалізація до планктонного способу життя; вони є прикладом адаптивної радіації [3]. Найбільш представленими у спускних ставах серед Rotatoria були види родів *Asplanchna*, *Brachionus*, *Keratella* і рід *Daphnia* серед Cladocera; у неспускних відповідно — *Asplanchna*, *Brachionus*, *Filinia*, *Polyarthra*, *Synchaeta* (Rotatoria) та *Daphnia* (Cladocera). Багатководні роки (1993-1994 р. р.) характеризувались більшим багатством зоопланктону, ніж маловодні. Протягом всього періоду досліджень і в усіх водоймах траплялися: *Asplanchna girodi*, *A. priodonta*, *A. sieboldi*, *Brachionus calyciflorus*, *B. diversicornis*, *Keratella cochlearis*, *K. quadrata*, *Polyarthra dolichoptera*, *P. vulgaris*, *Bosmina longirostris*, *Acanthocyclops americanus*. Комплекс провідних форм у спускних ставах був представлений, в основному, пелагобіонтами — *Brachionus falcatus*, *B. calyciflorus*, *B. angularis*, *B. nilsoni*, *B. diversicornis*, *Keratella cochlearis*, *K. quadrata*, *Polyarthra vulgaris*, *Pompholyx sulcata* і євритопними рачками *B. longirostris* і *Daphnia magna*. Ці види є характерними для забруднених вод, з коротким циклом розвитку і витримують несприятливі для них зміни якості води. У неспускних ставах домінуюче становище займала коловертки *B. calyciflorus*, *B. angularis*, *B. diversicornis*, як правило, навесні і восени, у літній період домінував рачок *B. longirostris*. За морфотипічним і розмірним складом популяції були гетерогенні.

Чисельність організмів у досліджуваних водоймах коливалася в межах 3,5-6074,9 тис. екз./м³, біомаса — 0,003-808,8 г/м³ (високі показники біомаси спостерігались на “дафнієвій стадії”, звичайно ж в рибничогосподарських ставах її значення сягали не більш як 170,2, а в ставах агрофірми — не вище 39,2 г/м³). Картина динаміки чисельності зоопланктону носила схожий стрибкоподібний характер, особливо за рахунок коловерток. За біомасою стави з атмосферним живленням були суттєво біднішими, ніж з річковим водопостачанням. Основу біомаси тут склали гіллястовусі рачки *D. magna*, *Daphnia pulex*, *Diaphanosoma brachyurum*, *B. longirostris*, *Ceriodaphnia quadrangula*, *Moina rectirostris*. Стави агрофірми характеризувались значно нижчими показниками біомаси. Тут був слабо представлений такий “буфер” як вища водна рослинність та існував зовсім інший гідрохімічний режим, зумовлений як специфікою використання цих ставів, так і впливом стоків з теплиць і житлового масиву. Протягом вегетаційного періоду стави мали то низьку, то дуже високу трофність; стави неспускні з рисами мезотрофії, а стави агрогенного характеру з ознаками евтрофних водних об’єктів.

Більшою продуктивністю виділялися спускні стави з річковим водопостачанням. Тут середньодобова продукція коливалася в межах від 4,80 до 25,02 кДж/м³. Протягом досліджуваного періоду основна частка продукції (46,66%-97,02%) належала гіллястовусим рачкам. Значно меншу роль у відтворенні органічної речовини відігравали коловертки (0,56%-22,14%) та веслоногі (2,44%-19,97%). У спускних ставах з атмосферним водоживленням ці ж показники знаходились в межах від 2,85 до 3,63 кДж/м³, а участь у відтворенні органічної речовини для трьох груп зоопланктону складала відповідно — 57,09%-68,67%; 3,80-26,12%; 16,67-27,22%.

У неспускних ставах, куди потрапляли госпстоки, основна роль у продукційному процесі належала резистентним до забруднення дрібним коловерткам і веслоногим рачкам, а у ставах, куди безпосередньо стоки не потрапляли — більшу роль у продукуванні органічної речовини відігравали гіллястовусі рачки. У цих водоймах природні процеси не пригнічувалися відчутно аллохтонними речовинами, тому сам їх хід був різний і у кожній водоймі своєрідний.

Величина відтворюваності біомаси P/V у рибогосподарських ставах найвищою була у коловерток, і у півтора-два рази менша у кладоцер та копепод. Значення цього показника були нижчими у неспускних ставах агрофірми.

У ставах рибдільниць з річковим водоживленням значення деструкції (кДж/м³ за добу) коливались в межах від 1,37 до 192,50. За вегетаційний сезон квітень-вересень (160 днів) величини деструкції склали 1554,08-7610, 79 кДж/м³, що еквівалентно розкладу 73,35-359,21 г органічної речовини. У ставах рибничих господарств, де відбувався стік з сільгоспугідь, самоочисні процеси були виражені слабше. Ліміти коливань значень деструкції тут склали 0,08-22,17 кДж/м³ за добу. В обох групах ставів найбільша частка в деструкції органічної речовини належала гіллястовусим рачкам, найменша — коловерткам.

У ставах агрофірми із залповими надходженнями госпстоків середньодобові значення деструкції знаходились в межах 1,76-5,05 кДж/м³, а мінералізаційний процес визначали дрібні Rotatoria, Copepoda, інколи в незначній мірі — Cladocera. У водоймах без пресу госпстоків — самоочисна здатність водойми залежала, в першу чергу, від гіллястовусих та веслоногих рачків. Тільки зрідка зростала роль коловерток у деструкції органічної речовини. Найменша функціональна активність зоопланктону спостерігалась у ставах із посиленням пресом госпстоків.

Проведення дослідження дозволяють рекомендувати в системі контролю використання мікрозоопланктону в якості біоіндикатора для оцінки забруднення ставів. Обліку підлягають такі відомості: присутність у складі угруповань систематично віддалених груп; число видів, які входять до складу

біоценологічного ядра; наявність в пробах нетипових видів; дані про продукцію, темп продукційного процесу і участь в деструкції органічної речовини.

ЛІТЕРАТУРА

1. Ковальчук І. Регіональний еколого-геоморфологічний аналіз. — Львів, 1997. — 438 с.
2. Олексів І. Т., Брагінський Л. П., Ялинська Н. С. та ін. Гідроекологічна токсикометрія та біондикація забруднень. — Львів: Світ, 1995. — 438 с.
3. Кутикова Л. А. Колоніати фауни СССР. — М.: Наука, 1970. — 744 с.

УДК 57.017.6

В.Н. Золотарев, Н.М. Шурова

Одесский филиал Института биологии южных морей НАН Украины

ПРОДОЛЖИТЕЛЬНОСТЬ ЖИЗНИ ГИДРОБИОНТОВ КАК ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ ИНДИКАТОР

Продолжительность жизни является фундаментальным биологическим феноменом, который определяется комплексом внутренних и внешних факторов. Этот показатель широко используется в исследованиях процессов роста и старения животных, закономерностей изучения их популяционной структуры, в анализе биологических последствий воздействия различных факторов среды. При этом продолжительность жизни в природных условиях рассматривается как "экологическая", в отличие от "физиологической продолжительности жизни", выявляемой при оптимальных контролируемых условиях [3].

Выделяются две основные категории неблагоприятных внешних воздействий на организмы: повреждение, которое вызывает потерю биомассы вплоть до гибели организма, и стресс, вызывающий уменьшение продукции [2]. Влияние повреждающих факторов среды на продолжительность жизни животных наиболее очевидно. Эти воздействия увеличивают смертность более слабых особей, что приводит к изменениям возрастной структуры оставшейся части популяции. Влияние стресса более разнообразно. Существенной особенностью реакций на стресс являются адаптации к этим воздействиям [4, 6], оказывающие влияние также на процессы старения. Как результат, во многих случаях большая продолжительность жизни подразумевает значительную устойчивость к стрессу и наоборот [4, 7]. С другой стороны при интенсивном стрессе, как и в случае повреждений, может происходить гибель менее адаптированных особей и соответствующие изменения возрастной структуры популяций. Механизмы воздействия отдельных факторов среды на старение и продолжительность жизни морских организмов большей частью остаются не известными. Тем не менее, продолжительность жизни служит наглядным интегральным показателем возможностей выживания вида в данных условиях среды.

Основным способом изучения смертности гидробионтов в природных условиях остается анализ возрастной структуры их популяций, выявляемой по отдельным выборкам. При этом показателем продолжительности жизни часто служит максимальный возраст животных. Хотя его значения имеют явную зависимость от объема выборки [1, 3], эта характеристика успешно используется в сравнительной оценке продолжительности жизни морских животных, в анализе влияния на их выживаемость различных факторов среды.

Зависимость показателя продолжительности жизни от размера выборки животных может быть устранена, если ее мерой служит возраст животных, количество которых в данной и последующих возрастных группах составляет определенную долю от общей численности популяции, либо ее части. Для популяций со стационарной возрастной структурой такой возраст t_p определяется следующим выражением:

$$t_p = t_z - \ln P / \alpha,$$

где t_z — возраст животных младшей возрастной группы, P — заданная частота встречаемости особей возраста t_p , α — коэффициент смертности [1]. Частотам P удобно придавать значения, равные принятым уровням значимости (0,05 — 0,01 — 0,001). Преимущество такого показателя наглядны, в частности, при оценке продолжительности жизни *Cerastoderma edule*. Значения $t_{0,01}$, рассчитанные по опубликованным данным о численности этих моллюсков разного возраста [3], для смежных поколений 1979 и 1980 гг. являются близкими — 3,4 и 3,2 года, тогда как максимальный возраст моллюсков этих поколений различается значительно — 5 лет и 3 года. Однако в первом случае количество изученных моллюсков составило 3824 экз, а во втором — всего 127 экз.

При достаточно большой численности анализируемых популяций у все большего числа видов выявляется увеличение выживаемости небольшого числа наиболее старых особей — "эффект Мафусаила" [5]. Реальная численность таких особей выше предсказуемой по модели возрастной структуры для более молодых животных. У мидий *Mytilus galloprovincialis* подобный эффект обнаружен при анализе межгодовых изменений возрастной структуры их поселений в северо-западной части Черного моря. Основные популяционные характеристики мидий (α — коэффициент смертности, $t_{0,05}$, $t_{0,01}$, $t_{0,001}$ — возраст моллюсков, количество которых составляет 0,05, 0,01 и 0,001 начальной возрастной группы, t_m — максимальный возраст), выявленные при ежегодном определении возраста от 4068 до 9754 особей, оказались следующими:

Год	α	$t_{0,05}$	$t_{0,01}$	$t_{0,001}$	t_m
1984	0,367	8,2	12,5	18,8	21
1985	0,389	7,7	11,8	17,8	20
1985*	0,452	6,6	10,2	15,3	17
1989	0,426	7,0	10,8	16,2	21
1989*	0,622	4,8	7,3	11,1	13
1990	0,838	3,6	5,5	8,2	10
1991	0,623	4,8	7,4	11,1	11
1992	1,046	2,9	4,4	6,6	8

Из этих данных следует, что с 1984 по 1992 гг. в связи с общим ухудшением экологической обстановки коэффициент смертности мидий увеличился с 0,367 до 1,046. При этом в 1985 г. для основной части популяции без 6 особей возраста 18-20 лет (1985*) характерна более высокая смертность (0,452), чем рассчитанная по всем возрастным классам (0,389). Еще более значительным оказывается влияние на определяемый коэффициент смертности включение наиболее старых особей с аномальной численностью в 1989 г. Для основной части популяции (1989*) он равен 0,622, тогда как включение в расчет всего 8 особей в возрасте от 14 лет до 21 года снижает его до 0,426. Соответствующие различия проявляет также возраст моллюсков с заданной частотой их встречаемости.

Причины появления гетерогенности популяции мидий по показателю смертности, как и у других видов, не известны. Однако из приведенных данных следует, что при использовании характеристик продолжительности жизни в качестве экологических индикаторов необходима раздельная их оценка для основной части популяции и для наиболее старых особей с более высоким уровнем выживаемости.

ЛИТЕРАТУРА

1. Золотарев В.Н. Склерохронология морских двустворчатых моллюсков. — Киев: Наук. думка, 1989. — 112 с.
2. Лоренс Дж. М. Использование стратегии жизненного цикла вида в оценке морских беспозвоночных для биотестирования // Биология моря. — 1995. — Т. 21, № 6. — С. 386-389.
3. Beukema J.J. Bias in estimates of maximum life span, with an example of the edible cockle, *Cerastoderma edule* // Netherl. J. Zool. — 1989. — Vol.39. — P. 79-85.
4. Florkis V.V. Stress-age syndrome // Mech. Ageing Dev. — 1993. — Vol.69. — P.93-107.
5. Luckinbill L.S., Foley P. Experimental and empirical approaches in the study of ageing // Biogerontology. — 2000. — Vol.1. — P.3-13.
6. Selye H. Stress and aging // J. Amer. Geriat. Soc. — 1970. — Vol.28. — P. 669-680.
7. Minois N. Longevity and ageing: beneficial effects of exposure to mild stress // Biogerontology. — 2000. — Vol. 1. — P.15-29.

УДК 595. 18:577. 472

О.Р. Іванець

Львівський національний університет імені Івана Франка, м. Львів

ЕКОЛОГО-ФАУНІСТИЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА РОДУ *BRACHIONUS* (ROTATORIA) У ВОДОЙМАХ РІЗНОМАНІТНОГО ТИПУ

Вивчення коловерток, має важливе значення під час екосистемних досліджень біопродуктивності та антропогенних впливів на різноманітні водойми, оскільки вони характеризуються коротким життєвим циклом і високими щільностями популяцій.

Метою роботи було на основі багаторічних власних (1980-1999 р.р.) та літературних даних проаналізувати особливості поширення коловерток роду *Brachionus* у водоймах різноманітного типу. Коловертки вважаються найбільш ефективним кормом на перших стадіях екзогенного живлення риб, а

ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ВОД УКРАЇНИ. ПІСНОВОДНІ ЕКОСИСТЕМИ

також відіграють важливу роль у процесах біопродукції та самоочищення водойм. В окремих випадках визначення видової приналежності коловерток уточнювали в Зоологічному інституті РАН. Значну допомогу у визначенні видів надала нам Л. О. Кутікова, якій висловлюємо щирю подяку.

Згідно з таблицею, під час евтрофування водойм у планктоні рибогосподарських гіпертрофних ставів збільшується видове різноманіття коловерток. Такі водойми інтенсивно удобрюються, на них діє значне антропогенне навантаження, у них накопичується значна біомаса водоростей, що використовуються в раціоні коловерток. У таких умовах коловертки мають певні функціональні переваги щодо інших зоопланктерів, завдяки ефективності використання харчового раціону, різкого зростання чисельності, біомаси, питомої швидкості росту, продукції. Зокрема, відома здатність коловерток роду *Brachionus*, у відповідь на покращення трофічних умов, збільшувати частоту відкладання яєць.

Таблиця

Видовий склад коловерток роду *Brachionus* у водоймах різноманітного типу

Таксони	Автори*														
	А	Б	В	Г	Д	Е	1	2	3	4	5	6	7	8	9
а	б	в	г	д	е	є	ж	з	и	і	ї	й	к	л	м
<i>Brachionus quadridentatus</i> Hermann			+		+	+	+	+					+		
<i>B. q. zernovi</i> Voronkov		+								+				+	
<i>B. q. melheni</i> Barrois et Dadai												+	+		+
<i>B. q. quadridentatus</i> Hermann		+	+						+			+			
<i>B. q. hyphalmiros</i> Tschug.							+	+					+		
<i>B. q. brevispinus</i> Ehrenberg		+			+		+	+				+	+		+
<i>B. q. ancylognathus</i> Schmarida		+						+	+		+	+	+		+
<i>B. q. cluniorbicularis</i> Skorikov		+		+	+			+				+	+		+
<i>B. q. variabilis</i> Hempel		+		+											
<i>B. leydigii</i> Cohn		+											+		+
<i>B. l. leydigii</i> Cohn												+			
<i>B. l. quadratus</i> Rousselet												+			
<i>B. l. tridentatus</i> Zernov								+			+	+	+		
<i>B. l. rotundus</i> Rousselet												+	+		
<i>B. bennini</i> Leissling								+				+	+		+
<i>B. nilsoni</i> Ahlstrom								+							+
<i>B. urceus</i> (Linnaeus)	+	+			+		+	+	+			+	+		
<i>B. u. urceus</i> (Linnaeus)	+	+			+										
<i>B. u. sericus</i> Rousselet										+			+		
<i>B. rubens</i> Ehrenberg		+					+	+				+			
<i>B. plicatilis</i> Muller		+					+	+							+
<i>B. p. rotundiformis</i> Tschugunoff							+				+				
<i>B. falcatus</i> Zacharias		+													
<i>B. bidentata</i> Anderson		+			+							+			
<i>B. b. inermis</i> Rousselet		+						+							
<i>B. budapestinensis</i> Daday		+										+	+		
<i>B. b. budapestinensis</i> Daday		+													
<i>B. b. lineatus</i> Skorikov												+			
<i>B. diversicornis</i> (Daday)	+	+	+		+	+	+		+			+	+		
<i>B. d. diversicornis</i> (Daday)	+	+	+		+										+
<i>B. d. homoceros</i> (Wierzejski)									+				+		+
<i>B. forficula</i> Wierzejski	+	+			+										+
<i>B. f. forficula</i> Wierzejski		+													
<i>B. calyciflorus</i> Pallas		+			+	+	+		+			+	+		
<i>B. c. calyciflorus</i> Pallas		+	+								+	+			+
<i>B. c. dorcas</i> Gosse		+			+			+				+	+	+	+
<i>B. c. dorcas spinosus</i> Wierzejski													+		
<i>B. c. anuraeiformis</i> Brehm		+			+							+	+		
<i>B. c. amphiceros</i> Ehrenberg		+			+			+			+	+	+		+
<i>B. c. spinosus</i> Wierzejski							+	+			+	+		+	+
<i>B. charini</i> Kutikova et al.								+							
<i>B. angularis</i> Gosse	+	+	+			+	+	+	+	+			+	+	+
<i>B. a. angularis</i> Gosse		+	+								+	+			
<i>B. a. aestivus</i> Skorikov												+	+		
<i>B. a. bidens</i> Plate		+	+	+	+	+	+					+	+		

*А — Д — власні збори. А-біостави; Б-рибогосподарські стави заходу України; В-рекреаційні стави; Г-поля фільтрації; Д-рибогосподарські стави Краснодарського риборозвідного заводу; Е-стави лісових екосистем. 1- 9 — номер джерела у списку цитованої літератури.

ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ВОД УКРАЇНИ. ПІСНОВОДНІ ЕКОСИСТЕМИ

На основі отриманих даних можна констатувати, що зміна екологічних умов у водоймах різноманітного типу зумовлює зміну домінуючих груп серед представників роду *Brachionus*, завдяки відмінностям їх адаптаційних можливостей.

ЛІТЕРАТУРА

1. Абдуллаев Х. Т. Планктонные коловратки дагестанского побережья Каспийского моря // Коловратки: материалы третьего Всесоюз. симпозиума по коловраткам. — Л. : Наука, 1990. — С. 56-62.
2. Абдуллаев Х. Т. Видовой состав и количественное развитие коловраток в выростных прудах рыбобитомника "Уйташ" Дагестанской АССР // Коловратки: материалы третьего Всесоюз. симпозиума по коловраткам. — Л. : Наука, 1990. — С. 77-80.
3. Башарова Н. И., Шевелева Н. Г. Коловратки Ангаро-Енисейских водохранилищ // Коловратки: материалы третьего Всесоюз. симпозиума по коловраткам. — Л. : Наука, 1990. — С. 98-102.
4. Галасун П. Т., Бенько К. И., Булатович М. А. К гидробиологической характеристике форелевых прудов западных областей УССР // Гидробиол. журн. — 1970. — Т. 6, № 5. — С. 85-91.
5. Ковальчук А. А., Ковальчук Н. Е. Видовой состав и некоторые экологические особенности коловраток бассейна Днестра // Вopr. гидробиологии водоемов Украины. — Киев, 1988. — С. 47-61.
6. Ковальчук А. А., Парчук Г. В. Коловратки Сасыкского водохранилища и их роль в продукционно-деструкционных процессах // Гидробиол. журн. — 1992. — Т. 28, № 1. — С. 44-53.
7. Парчук Г. В., Ключенко П. Д. Сравнительная характеристика зоопланктона водотоков нижней части бассейна Южного Буга // Гидробиол. журн. — 1994. — Т. 30, № 6. — С. 8-24.
8. Полищук В. В. К познанию зоопланктона озера Нобель // Гидробиол. журн. — 1991. — Т. 27, № 1. — С. 11-18.
9. Примак А. Б. Коловратки канала Днепр — Донбасс // Коловратки: материалы третьего Всесоюз. симпозиума по коловраткам. Л.: Наука, 1990. — С. 70-72.

УДК 581.526.325 (28)

Ю.Г. Карпезо, О.І. Іванов, Т.В. Давиденко

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

ФІТОПЛАНКТОН ТЕРНОПІЛЬСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

Тернопільське водосховище, споруджене в 30–60 рр. на річці Серет в межах м. Тернопіль, стало не тільки його окрасою, але й місцем відпочинку, проведення водно-спортивних заходів, тощо. В 1988 р. Інститутом гідробіології НАН України були розпочаті роботи по гідробіологічному дослідженню водосховища, результати яких можуть служити базовими при проведенні комплексного моніторингу, в тому числі і гідробіологічного, необхідного в умовах розташування водойми в межах значного промислового та культурного центра.

В цьому повідомленні подаються матеріали по фітопланктону водосховища — важливого компоненту екосистеми, досить чутливого до змін довкілля. Роботи по дослідженню фітопланктона були проведені восени 1988 р. та протягом всього 1989 р. В складі фітопланктона водосховища за цей період було виявлено 136 таксонів водоростей з відділів Cyanophyta, Euglenophyta, Dinophyta, Cryptophyta, Chrysophyta, Bacillariophyta та Chlorophyta (таблиця).

Таблиця

**Видовий склад водоростей планктону Тернопільського водосховища 1988–1999 рр.
(кількість внутрішньовидових таксонів)**

Водорості	1988	1989				Загальна кількість
	Вересень	Лютий	Квітень	Липень – серпень	Жовтень	
Cyanophyta	7	2	7	12	2	16
Euglenophyta	2	3	4	6	1	9
Dinophyta	3	3	2	3	1	4
Cryptophyta	–	–	–	1	2	2
Chrysophyta	1	1	1	1	3	3
Bacillariophyta	31	41	28	22	10	59
Chlorophyta	20	15	16	27	17	42
Всього	64	65	59	72	36	136

Фітопланктон водосховища формувався, перш за все, найбільш різноманітно представленими діатомовими та зеленими водоростями, після яких за кількістю виявлених таксонів водоростей були синьозелені водорості. Серед зелених водоростей майже 70% складали хлорококкові, а також вольвоксові. Співвідношення кількісного розвитку окремих систематичних груп водоростей в різні сезони значно

відрізнялися. Осінній фітопланктон водосховища характеризувався масовим розвитком дінофітової водорості *Ceratium hirundinella* O.F.Muell., що складала в різні роки 72–98% загальної біомаси фітопланктону, причому максимальна чисельність її сягала 1455 тис. кл/л, а біомаси — 98,9 г/м³. Синьозелені водорості найбільшого розвитку досягали влітку, але продовжували вегетацію і після літнього максимуму, коли найбільшого розвитку досягали ті ж самі види, що і в літні місяці. Перш за все — це *Aphanizomenon flosaquae* (L.), *Ralfs* та *Anabaena spiroides* Klebs. Однак восени їх роль була обмежена тільки 3% загальної біомаси фітопланктону. В цю пору року роль діатомових водоростей в формуванні фітопланктонних ценозів порівняно з літом зростала ще значніше. З числа цікавих знахідок в осінньому фітопланктоні водосховища можна вказати рідкісну для флори України діатомову водорість *Synedra montana* Krasske, яка на території колишнього Радянського Союзу була знайдена тільки на Україні в озері Охнач Маневицького району Волинської області. В цю пору року середня чисельність фітопланктонних організмів по акваторії водосховища складала 4295 тис. кл/л, а біомаса — 43,95 г/м³. Зимовий фітопланктон 1988–1989 рр. характеризувався як діатомовий. Ці водорості складали 98% загальної біомаси та 87% загальної чисельності планктонних водоростевих угруповань. В масовій кількості вегетувала в товщі води діатомова водорість *Cyclotella kuetzingiana* Thwait., частка якої в формуванні загальної біомаси фітопланктону складала майже 93%, тобто можна сказати про монокультуру цієї водорості в товщі води водосховища взимку. Крім діатомових, у незначній кількості були представлені хлорококкові, а водорості інших відділів — тільки поодинокими клітинами. Середня чисельність фітопланктону в цей час сягала 27409 тис. кл/л, біомаса — 13,5 г/м³. Навесні 1989 р. було відмічено значне зменшення кількісного розвитку фітопланктону водосховища. Разом із скороченням середньої біомаси планктонних водоростевих формувань у порівнянні з зимою майже в чотири рази, зменшилось і питоме значення діатомових водоростей — майже втричі. В складі фітопланктону пройшли значні зміни якісного характеру. З настанням весни та підвищенням температури води перше місце в формуванні кількісного складу планктонних угруповань зайняли водорості відділу Chlorophyta, в першу чергу види роду *Dictyosphaerium*, що як раз і обумовлено прогріванням водних мас. Одночасно фактором, який стримував більший кількісний розвиток водоростей, була підвищена мутність паводкової води, яка надходила в цей час у акваторію водосховища. Саме в квітневому фітопланктоні була зроблена ще одна знахідка діатомової водорості *Synedra montana*, яка була в свій час описана в західній Європі як водорість гірських водойм і яка в цей час ймовірно потрапляла у Тернопільське водосховище з паводковими водами річки Серет, яка тече з східних схилів Карпат. Максимальна чисельність формувань фітопланктону водосховища складала 10569 тис. кл/л, біомаси — 3300 г/м³. З подальшим наростанням температури та збільшенням прозорості води спостерігалось збагачення планктонних альгоценозів. Влітку, поряд із зростанням якісного складу фітопланктону, був зафіксований і його масовий кількісний розвиток. Середня біомаса фітопланктону досягла 24102 мг/м³, що можна пояснити надходженням синьозелених водоростей з розташованого вище міста Іванківського водосховища, де спостерігався їх масовий розвиток у зв'язку з наявністю в останньому добре прогрітих мілководь. Згадані вище водорості родів *Aphanizomenon* та *Anabaena* складали в формуваннях фітопланктону Тернопільського водосховища до 7110 мг/м³, або майже 33% загальної біомаси фітопланктону. Крім того, в кінці липня 1989 року було зафіксовано початок масового розвитку дінофітової водорості *Ceratium hirundinella* (O.F.M.) Ehr., середня біомаса якого за декілька днів досягла 4500 мг/м³. В серпні біомаса фітопланктону збільшилась до 56100 мг/м³ головним чином за рахунок масового розвитку *C. hirundinella*, біомаса якого складала до 90% загальної біомаси фітопланктону водосховища, а чисельність клітин цераціума перевищила 1300 тис. кл/л. Після початку бурхливого розвитку *C. hirundinella*, значення синьозелених в формуванні планктонних альгоценозів різко зменшилось, вони складали тільки 1,5% загальної біомаси фітопланктону. Можна вважати, що ця дінофітова водорість, яка часто викликає “цвітіння” води в водоймах різного типу, є конкурентом синьозелених водоростей і при масовому розвитку пригнічує синьозелені в товщі води. Зменшилась у формуванні фітопланктону і роль діатомових водоростей. Восени 1989 р. Тернопільське водосховище було обстежене в жовтні. Середня біомаса його зменшилась порівняно з літом і складала 2600 мг/м³, а його характер різко змінився: *Ceratium hirundinella* повністю випав з планктону, на відміну від фітопланктону вересня попереднього року майже зникли синьозелені. В кількісно обіднілому фітопланктоні збільшилась питома вага діатомових, які восени складали майже 20% біомаси альгоценозу і, нарешті, дала спалах α -мезосапробна криптомонадова водорість *Cryptomonas erosa* Ehr. Взагалі, в жовтні водорості відділу Cryptophyta складали 75% загальної біомаси фітопланктону, максимальна чисельність криптомонад досягла 2250 тис. кл/л. Значний розвиток водоростей цього відділу в воді водосховища був пов'язаний з утилізацією легкодоступної органічної речовини при відмиранні дінофітових водоростей після їх масового розвитку в серпні того ж року. Основні рекомендації щодо зменшення негативних наслідків масового розвитку фітопланктону в Тернопільському водосховищі зводяться до використання розташованого вище Іванківського водосховища як біоплато з обов'язковим вилученням восени біомаси макрофітів і, звичайно, з суворим додержанням санітарно-гігієнічного режиму водосховища і норм рекреаційного навантаження.

УДК [581. 526 (282. 247. 32)]

Ю.О. Карпенко

Чернігівський державний педагогічний університет імені Т. Г. Шевченка, м. Чернігів

ЦЕНОРІЗНОМАНІТТЯ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ ПІВДЕННОГО СХОДУ ЛІВОБЕРЕЖНОГО ПОЛІССЯ

Водні та прибережно-водні ценози досить поширені у регіоні південного сходу Лівобережного Полісся, у зв'язку з значною обводненістю регіону. Вони приурочені до русел р. Десни та р. Сейму, їх приток, заток, заплавлених озер та стариць. У складі водної рослинності регіону за домінантною системою ми виділяємо 38 асоціацій із 19 формацій, які відносяться до двох класів формацій — справжньої водної та прибережно-водної рослинності.

Справжня водна рослинність водойм розвивається в умовах незначних глибин (50—250 см) та повільної течії. Особливо сприятливі умови для ценозів створюються на мілководдях заплавлених озер р. Десни, зокрема на озерах Піщане, Коропська стариця, Шагалівські. В залежності від еколого-морфологічних особливостей домінант, до їх складу входять формації, що належать до 3 груп формацій, зокрема прикріпленої водної рослинності з плаваючими на поверхні листками, вільно-плаваючої рослинності та зануреної у воду рослинності.

Ценози справжньої водної рослинності займають значні площі та смуги заплави р. Десни, її стариць та рукавів. В заплаві р. Сейму зустрічаються локальними заростями. Здебільшого вони двоярусні, співдомінантами є види з різних груп формацій. В такого типу ценозах виділяють триярусну будову. Проективне покриття в середньому складає 50—70 %, в заростях досягає — 100 %. Видовий склад бідний — 5—7 видів. Основне флористичне ядро справжньої водної рослинності складають *Salvinia natans* L., *Lemna trisulca* L., *L. minor* L., *Spirodela polyrrhiza* (L.) Schld., *Hydrocharis morsus-ranae*, *Utricularia vulgaris* L., *Hottonia palustris*. Часто відмічені в даних ценозах колонії зелених та синьо-зелених водоростей.

Серед ценозів, в яких домінують види з плаваючими на поверхні води листками найчастіше, як і в цілому по Україні (Дубина, 1982), зустрічаються угруповання формації *Nuphareta luteae*. Вони тягнуться широкими смугами вздовж берегів і займають мілководдя глибиною до 150 см. Ценози формації мають значне проективне покриття (70—90 %), в основному за рахунок участі *Nuphar lutea*. Співдомінантами виступають *Ceratophyllum demersum*, *Utricularia vulgaris*, *Stratiotes aloides*, *Salvinia natans* L., *Nymphaea candida*. В цих угрупованнях часто поширені такі гіматофіти як *Potamogeton lucens*, *P. crispus*, *Najas marina*, *Elodea canadensis* Michx.

Серед групи формацій прикріпленої водної рослинності з плаваючими на поверхні води листками слід відмітити ценози формацій *Nymphaeeta candidae* та *N. albae*. Вони зустрічаються неширокими смугами вздовж берегових ліній заплавлених озер, старорусел та проток Десни і Сейму. Ценози формацій мають значне покриття (70—90 %), в основному за рахунок значної участі домінант. Співдомінантами виступають *Nuphar lutea*, *Utricularia vulgaris*, *Stratiotes aloides*, *Salvinia natans*. Також слід виділити фрагменти ценозів формації *Trapeta natantis*, які мають незначне, локальне поширення в заплавлених озерах Десни, вище Коропа. Ценози ас. *Trapa natans* — *Ceratophyllum demersum*, формує *Trapa natans*, релікт третинного періоду, вид, занесений до Червоної книги України.

Серед групи формацій вільноплаваючої водної рослинності поширені ценози *Lemna minoris*, *Hydrocharieta morsus-ranae* та *Salvinieta natantis*. Вони приурочені до водойм із повільною (канали меліорації) або майже відсутньою течією (стариці) і характеризуються проективним покриттям до 90%. Ценози звичайно мають двоярусну будову. Поряд з домінантами досить поширеними є *Salvinia natans*, *Lemna trisulca*, підводний ярус формують такі види як *Utricularia vulgaris*, *Ceratophyllum demersum*. Досить часто трапляються на мілководдях заплавлених озер, заток та меліоративних каналів регіону досліджень ценози *Salvinieta natantis*. В групі формацій зануреної рослинності досить поширеними є ценози формації *Ceratophulleta demersi*. Вони поширені майже у всіх типах водойм регіону. Для ценозів справжньої водної рослинності нижньої частини межириччя Десна-Сейм, як і в цілому для України, характерне переважання монодомінантних угруповань, їх флористична бідність, подібний видовий склад та структура ценозів.

Ценози класу формацій прибережно-водної рослинності характерні для берегів всіх водойм. Вони розміщуються смугами 5-20 м і поширені на глибині до 150 см. Домінантами ценозів виступають *Phragmites australis*, види роду *Typha*, *Acorus calamus*, *Scirpus lacustris*, утворюючи відповідні формації. Ценози мають значне проективне покриття (70—100 %), високий травостій (до 200см), частіше двоярусну будову та значне видове різноманіття гелофітів. Основне флористичне ядро складають домінанти відповідних ценозів, а також — *Sium latifolium* L., *Rumex hydrolapatum*, *Alisma plantago-aquatica*, *Iris pseudacorus*.

У групі прибережно-водної рослинності досить поширеними є болотні осокові формації з відповідними домінантами (*Carex acuta*, *C. omskiana*). Найбільшого розвитку досягають ценози монодомінантних асоціацій по берегам заплавлених озер та зниженнях мезорельєфу, де утворюють ценози болотного типу. Співдомінантами виступають *Carex riparia*, *C. vesicaria*, *Glyceria maxima*, як асектатори відмічені такі види як *Galium palustre*, *Lysimachia vulgaris*, *Lycopus europaeus* L. ; на воді зустрічаються види роду *Lemna*, *Myriophyllum spicatum* L..

З рогових формацій найбільш поширеною є *Typheta latifoliae*, яка займає глибини до 100 см. Ценози мають здебільшого триярусну будову з проєктивним покриттям до 90 %, де участь домінанти — 50—70 %. Співдомінантами виступають *Carex acuta*, *Glyceria maxima*, *Typha angustifolia*, які утворюють відповідні асоціації. Найбільш поширеною в регіоні є монодомінантна асоціація.

Формація *Typheta angustifoliae* часто зустрічається в регіоні, але не займає значних площ. Її ценози трапляються в умовах потужних мулистих ґрунтів на глибині 50-100см. Як співдомінанти виступають *Carex riparia*, *C. omskiana*, *C. acutiformis*, *Glyceria maxima*, які утворюють відповідні асоціації.

Формація *Phragmiteta australis* поширена фрагментарно, займаючи незначні площі, в основному в заплаві Десни та центральних ділянках регіону досліджень. Угрупування мають дво- або триярусну будову травостоїв з проєктивним покриттям 60—90 %, з яких 30—50 % — участь домінанти. Співдомінантами часто виступають *Carex acutiformis*, *C. rostrata*, *C. omskiana*, утворюючи відповідні асоціації.

Серед рідкісних угруповань водної рослинності нижньої частини межириччя Десна-Сейм до "Зеленої книги..." занесені ценози формацій *Salvinia natantis*, *Trapa natantis*, *Nymphaeeta albae*, *N. candidae*, *Nymphaeeta lutea*, *Sparganieta minima*, *Ceratophylleto submersi*. Також слід відмітити регіонально рідкісні ценози водної рослинності, зокрема угруповання з участю *Hottonia palustris*, які фрагментарно поширені в заплаві р. Сейм та частково на місцях старих торфорозробок біля х. Лубенець Коропського району.

Аналіз водної рослинності південного сходу Лівобережного Полісся свідчить про значне її розмаїття, певні співвідношення ценозів справжньої водної рослинності та угруповань прибережно-водної рослинності.

УДК [592:627,8,064.3] (285,33) (477)

Т.Н. Короткевич

Інститут гідробіології НАН України, г. Київ

ДИНАМИКА РАЗНООБРАЗИЯ ФИТОФИЛЬНЫХ БЕСПОЗВОНОЧНЫХ ВЕРХНЕЙ ЧАСТИ КАНЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

При исследовании разнообразия и функционального состояния макрозоофитоса Киевского участка Каневского водохранилища было выявлено около 100 видовых и внутривидовых таксонов. Данный перечень далеко не полный, так как некоторые виды слабо улавливаются — жуки, клопы, стрекозы, и не все группы определялись с одинаковой таксономической точностью. Наиболее полно изучены моллюски, хирономиды, ручейники. На изучаемом полигоне отсутствует высшая водная растительность, характерная для Каневского водохранилища.

Флористический состав растительных сообществ достаточно широко представлен погруженной растительностью и растительностью с плавающими листьями: элодея канадская, роголистник темно-зеленый, уруть колосистая, рдест пронзеннолистный и гребенчатый, кувшинка белая.

Станции полигона представлены устьевыми участками притоков Днепра, участками собственно водохранилища, пойменными водоемами и заливом. Разнообразие условий обитания обуславливает большое разнообразие организмов, принадлежащих к разным таксономическим группам. Среди различных групп по числу видов доминировали насекомые — 46 видов, моллюски — 23 вида, пиявки — 10 видов, 8 видов высших ракообразных.

Анализ встречаемости показал, что вышеперечисленным организмам присуща наибольшая величина этого показателя — до 50%. Значительна встречаемость представителей понто-каспийского комплекса — от 50 до 80% — гаммарид, корофид, мизид, а также дрейссены (кроме пойменных водоемов). Как правило дрейссена предпочитает растения с твердым и жестким стеблем, преимущественно тростник (табл).

Доминирующие виды разных токсонимических групп на станции полигона исследований

№	Виды	Устьевая зона притока	Плес водохранилища	Пойменный водоем	Залив водохранилища
1.	<u>Олигохеты</u> <i>Stylaria lacustris</i>	+		+	+
2.	<u>Моллюски</u> <i>Limnea ovata</i>	++++—	+++++	+++—+	+++++
3.	<i>Bithinia tentaculata</i>				
4.	<i>Anisus albus</i>				
5.	<i>Dreissena polymorpha</i>				
6.	<i>Theodoxus fluviatilis</i>				
7.	<u>Гаммариды</u> <i>Dikerogammarus villosus</i>	++		---	++
8.	<i>D. haemobaphes</i>		++		
9.	<u>Хирономиды</u> <i>Endochironomus albipennis</i>	+	++	++	++
10	<i>Cricotopus silvestris</i>	+	+	+	+
11	<i>Limnochironomus nerwosus</i>	+	+	-	+

Развиваясь в массе, заселяет и погруженную растительность преимущественно рдесты. Короткий вегетационный период погруженной растительности обрекает на вымирание колонию дрейссены, которая ежегодно восстанавливается за счет молодых велигеров. Такая картина наблюдается в заливе, имеющем хорошую связь с основным плесом, что обеспечивает его постоянную промываемость и благоприятный газовый режим в зарослях рдестов. Высокое содержание органики и хороший газовый режим этой среды обитания обеспечивает высокие показания численности и биомассы дрейссены. В то же время полностью изолированный пойменный водоем не заселен дрейссеной вовсе.

Благоприятное влияние проточности на газовый режим в зарослях погруженной растительности хорошо видно на примере понто-каспийских ракообразных — гаммарид:

Устьевая зона притока	Плес водохранилища	Пойменный водоем	Залив водохранилища
360	4151	0	7
1,74	12,97	0	0,03

* В числителе численность гаммарид (экз/кг), в знаменателе биомасса гаммарид (г/кг)

Наибольшие показатели качественного и количественного состава отмечены на станции открытой литорали водохранилища. Из гаммарид наиболее часто встречаются *D. haemobaphes*, *D. villosus*, *Pontogammarus crassus*, а также мизиды — *Limnomysis benedeni* и корофиум — *Corophium curvispinum*.

В составе зоофитоса Каневского водохранилища зарегистрировано 11 редких и 4 уязвимых вида. Из них 10- моллюски, 2 вида пиявок, 3 вида стрекоз [1]. Свообразным резерватом редких и исчезающих беспозвоночных являются пойменные водоемы. Наиболее широко в них представлены моллюски, видовой состав которых содержит больше половины видов общего списка моллюсков водохранилища. Тут имеются даже такие редко встречающиеся моллюски как *Limnea truncatula*. Пойменные водоемы являются также местом обитания такие редкие в составе макрозоофитоса водохранилищ беспозвоночных, как клещи, клопы, жуки, стрекозы. Здесь отмечены в единичных экземплярах личинки стрекоз *Platycnemis pennipes*, личинки ручейников *Tricholeiochiton fagesii* жуки — *Laccophilus*, *Cybister*, а также личинки двукрылых и водяные клещи.

Редкие и малочисленные виды очень важны для жизни биоценоза. Они формируют его видовое богатство, увеличивают разнообразие биоценологических связей, и служат резервом для накопления и замещения доминантов, т.е. придают биоценозу устойчивость и обеспечивают надежность его функционирования в динамичных условиях. Чем больше резерв подобных “второстепенных” видов в сообществе, тем больше вероятности того, что среди них найдутся такие, которые смогут выполнить роль доминантов при любых изменениях среды [2].

Если число видов в результате воздействия неблагоприятного фактора понижается — в ответ отмечается вспышка обилия отдельных толерантных форм. И в таких обедненных сообществах наблюдается их беспрепятственное размножение. Это хорошо видно на станциях имеющих сильное антропогенное воздействие — загрязнение органическими веществами. Здесь имеет место увеличение численности и биомассы хирономид, а именно хирономиды *Cricotopus silvestris*, что особенно четко выражено на рдестах. Личинке хирономиды *Cricotopus* зачастую принадлежит первое место в количественном развитии доминирующих видов макрозоофитоса — до 90%. В водоемах с постоянным уровнем обычно развиваются прибрежно-фитофильные сообщества *Limnea ovata* + *Cricotopus silvestris* + *Endochironomus albipennis*.

Таким образом, реакция зоофитоса и его сообществ на изменение (в том числе ухудшение) условий обитания четко выражена и выявляется в динамике количественных и качественных характеристик развития беспозвоночных.

ЛИТЕРАТУРА

1. Зимбалева Л.Н. Об охране водных беспозвоночных в Украинской ССР // Гидробиол. журн. — 1988. — Т. 24, № 5 — С. 9-14.
2. Одум Ю. Основы экологии. — М.: Мир, 1975. — 733 с.

УДК 595. 34

Е.М. Кочина

Институт зоологии НАН Украины, г. Киев

НОВЫЕ ПРЕДСТАВЛЕНИЯ О СБОРНОМ ХАРАКТЕРЕ ВИДОВ ЦИКЛОПИД РОДА *ACANTHOCYCLOPS* (*CRUSTACEA, COPEPODA*)

Особенностью современных гидробиологических исследований является выяснение места и роли вида и популяции в экологической системе водоема [2]. Для прогнозирования изменений водных экосистем существенным является выяснение адаптивных возможностей видов. В новых экологических условиях наблюдается вымирание одних видов и, как следствие, падение видового разнообразия в водных экосистемах, так и появление доминирующих видов, способных расширять свои адаптивные возможности [5].

Пресноводные циклопы являются одним из существенных компонентов водных экосистем, в связи с этим правильная идентификация видов при изучении динамики развития водных сложных сообществ приобретает все большее значение. Вместе с тем, в практике гидробиологических исследований в значительной степени игнорируются данные, полученные новыми методами в таксономии циклопид [3, 4]. Переход с формально-морфологического подхода к вопросам видовой и подвидовой систематики циклопид на позиции концепции биологического вида в практической гидробиологии до настоящего времени не осуществлен.

К наиболее распространенным видам зоопланктона, с которыми особенно часто приходится иметь дело гидробиологам, относятся виды-доминанты, среди которых значительную часть составляют сборные или криптические виды. Обобщающее название часто скрывает целый ряд природных самостоятельных видов, и по этой причине характеризуется их общими свойствами. Как следствие, широко распространенные сборные виды относят к эврибионтным видам. Не являются исключением из этого положения циклопы группы *Acanthocyclops "americanus — vernalis"*, широко распространенные в пресных водоемах и часто играющие доминирующую роль. Как показано нами ранее [3], в результате проведенных кариологических исследований и реципрокных скрещиваний, под общим названием *Acanthocyclops americanus* объединены три хромосомные формы, составляющие анеуплоидный ряд $2n = 6, 8, 10$, соответствующие рангу видовой самостоятельности и, соответственно, образующие сборный вид. В настоящее время в результате проведенных исследований для вида *Acanthocyclops vernalis* получены новые данные, подтверждающие существование двух хромосомных форм $2n = 8, 10$, отвечающих рангу самостоятельных видов и образующих сборный вид. Таким образом, удалось показать наличие двух сборных видов в составе рода *Acanthocyclops*.

Общим для обоих сборных видов является параллельная изменчивость качественного морфологического признака — вооружения внешнего края дистального членика эндоподита P4 (формирование вооружения которого шипом или щетинкой происходит в онтогенезе). Нами установлено, что ведущим фактором, влияющим на формирование той или иной морфологической структуры (щетинки или шипа) является стрессовое температурное влияние. Для видов с разными хромосомными числами амплитуда колебаний температуры, влияющей на формирование признака, существенно отличается.

Как отмечалось нами ранее [3], степень экологической валентности для перечисленных выше видов различна. Наиболее часто встречаемым видом, по нашему мнению, является *A. americanus* с набором хромосом $2n = 10$. Этот вид доминирует в планктоне крупных континентальных водоемов. Однако в настоящее время мы вынуждены пересмотреть вывод о его активности на протяжении всего года на основании нахождения половозрелых самок с яйцевыми мешками. Нами установлено, что циклопы этого вида способны переживать диапаузу как на стадии копеподитов пятой стадии, так и на стадии половозрелых самок с яйцевыми мешками, при этом яйца находятся на ранних стадиях дробления,

соответствующих гастрале. Отсутствие митотической активности и синхронное нахождение клеток на стадии интерфазы свидетельствуют о том, что яйца находятся на стадии покоя. Многолетние наблюдения за циклопами этого вида позволили сделать вывод о том, что он является наиболее адаптированным к меняющимся условиям среды, независимо от того, относятся ли эти условия к естественным или к созданным человеком. Так, например, эти циклопы были найдены нами в активном состоянии в массовом количестве при температуре воды 32 С в озерах окрестностей г. Саки в августе 1998 — 2000 гг. *A. americanus* с набором хромосом $2n = 6$ и $2n = 8$ при более тщательном изучении оказались широко распространенными видами, характерными для небольших, как правило, изолированных водоемов, однако в небольшом количестве присутствуют в литоральной части водохранилищ, при отсутствии конкуренции со стороны *A. americanus* с $2n = 10$ могут быть доминирующими планктонными видами. Сборный вид *A. vernalis* с $2n = 8$ и $2n = 10$ на нынешнем уровне изученности соответствует классическим представлениям о сезонном, полиморфном виде.

Таким образом, сборные виды рода *Acanthocyclops* наглядно демонстрируют пример, когда отсутствует прямая зависимость между изменениями генома и значительными изменениями внешней морфологии. Диминуция хроматина у циклопов, с одной стороны, представляет собой по глубине преобразования генома классический пример макромутации [1], что создает большую вероятность мгновенного видообразования. С другой стороны диминуция, в виду отсутствия прекопулятивных барьеров нескрещиваемости, способствует формированию репродуктивной изоляции и образованию криптических видов, существующих в иных экологических условиях.

ЛИТЕРАТУРА

1. Акифьев А. П., Беляев И. Я., Гришанин С. В., Дегтярев С. В., Худолий Г. А. Аберрации хромосом, диминуция хроматина и их значение в понимании молекулярно-генетической организации хромосом эукариот // Радиационная биология. Радиоэкология. — 1996. — Т.36, № 6. — С. 789 — 797.
2. Винберг Г.Г. Гидробиология как экологическая наука // Гидробиол. журн. — 1977. — Т. 13, № 5. — С. 5 — 14.
3. Кочина Е. М. Цитотаксономическое изучение циклопов группы *Acanthocyclops* “americanus—vernalis” (Crustacea, Copepoda) // Вестн. зоол. — 1987. — № 3. — С. 7 — 11.
4. Монченко В. И., Таволжанова Т. И. Концепция биологического вида применительно к систематике циклопид (Crustacea, Cyclopidae) // Журн. общ. биол. — 1976. — Т. 37, № 4. — С. 563 — 573.
5. Шварц С. С. Эволюция биосферы и экологическое прогнозирование // Вестн. АН СССР — 1976. — № 2. — С. 72.

УДК [581. 526. 325-1132. 1:574. 5] (285. 3)

А.В. Курейшевич

Институт гидробиологии НАН Украины, г. Киев

ОСОБЕННОСТИ ДИНАМИКИ СОДЕРЖАНИЯ ХЛОРОФИЛЛА *a* В ПЛАНКТОНЕ КАК ПОКАЗАТЕЛЬ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ

Несмотря на то, что хлорофилл фитопланктона давно привлекал внимание гидробиологов, в Украине этот показатель не нашел широкого использования в практике экологического мониторинга водоемов, а его связи с факторами и процессами, происходящими в водных экосистемах, изучены недостаточно. Сведения же такого плана необходимы как для оценки, так и прогноза экологического состояния водных экосистем в условиях усиливающейся антропогенной нагрузки.

Многолетние данные свидетельствуют, что из исследованных нами водных объектов Украины самыми высокими показателями содержания хлорофилла *a* в планктоне характеризуются водохранилища днепровского каскада озерного типа (Кременчугское, Киевское и Каховское) и верхний незарегулированный участок Днепра. По сравнению с ними в водохранилищах речного типа (Каневском, Днепродзержинском, Запорожском) содержание хлорофилла *a* ниже. В низовьях исследованных нами рек (Верхний и Нижний Днепр, Дунай, Днестр) зарегистрированы самые низкие концентрации хлорофилла *a* в планктоне. Это объясняется комплексом факторов, немаловажное значение среди которых имеет и то, что нижние участки рек аккумулируют весь антропогенный сток.

Согласно существующим классификациям степени трофности водоемов [5] концентрация хлорофилла *a* в планктоне Кременчугского водохранилища и Верхнего Днепра характерна для евтрофных и гиперевтрофных водоемов, во всех остальных водохранилищах днепровского каскада, Нижнем Днестре,

Українском и Болгарском участках Дуная — мезотрофно-евтрофных, Днестровском лимане — етрофных, низовьях Днестра — мезотрофных.

Полученные данные свидетельствуют о том, что влияние антропогенной нагрузки на водные экосистемы часто приводит к нарушению установленных закономерных связей содержания хлорофилла *a* с абиотическими и биотическими факторами, что указывает, наряду с другими фактами, на симптомы экологического неблагополучия в водоеме.

Между содержанием хлорофилла *a* и биомассой фитопланктона в водохранилищах Днепра, Днестровском лимане, р. Дунай в большинстве случаев нами получены довольно высокие коэффициенты корреляции (0,7-0,9). В то же время в Днепродзержинском водохранилище, одном из самых неблагополучных в экологическом плане в днепровском каскаде, в летний сезон отмечен разбаланс многолетней динамики содержания хлорофилла *a* и биомассы водорослей. Если средние показатели содержания хлорофилла *a* к концу 80-х- началу 90-х годов находились на относительно стабильном уровне, то биомасса фитопланктона заметно снизилась по сравнению с более ранними годами наших исследований. Результатом этого явилось очень существенное повышение показателя Хл. /Бх100. Так, в 1983–1986 гг. его средняя величина находилась в пределах 0,2-0,8%, а в 1986–1993 гг. она увеличилась до 2,3–4,5%. Такое существенное повышение этого показателя может указывать как на уменьшение средних объемов клеток водорослей в многолетнем плане [8], так и недоучет биомассы пикопланктона с помощью стандартного счетно-объемного метода. Измельчение же фитопланктона, по мнению ряда авторов, свидетельствуют об усилении евтрофирования [8], о нестабильности условий среды, нарушении сообществ [4].

В днепровских водохранилищах к концу 80-х — началу 90-х годов выявлена тенденция увеличения концентрации в воде растворенного неорганического фосфора, а также уменьшения суммы неорганических соединений азота и величины отношения N/P [9]. Уже сам факт уменьшения этого отношения свидетельствует об усилении евтрофирования водоемов [7], что по классической схеме должно было бы сопровождаться усилением развития водорослей и увеличением содержания хлорофилла в планктоне. Однако данные показали, что средние величины последнего в исследуемый промежуток времени, наоборот, снизились [9]. Наряду с этим, в днепровских водохранилищах наблюдалось уменьшение доли синезеленых водорослей в общей биомассе фитопланктона [3, 6], а также увеличение количества мелкоклеточных видов [6]. Эти факты свидетельствуют о перестройке структуры фитопланктона в условиях антропогенного воздействия на экосистему.

Как известно, фитопланктон играет важную роль в формировании величины водородного показателя. На большом массиве данных нами показано [1], что достоверные связи между величиной рН воды и содержанием хлорофилла *a* чаще наблюдались в относительно экологически благополучных водоемах (например, внутрикаскадном Кременчугском водохранилище). В головном Киевском и замыкающем днепровский каскад Каховском водохранилище прочность связи между содержанием хлорофилла *a* и величиной рН ослабевала. В частности, в Каховском водохранилище корреляция между указанными показателями нарушалась в местах сброса бытовых сточных вод.

В условиях нормального функционирования водных экосистем между величиной БПК₅ и содержанием хлорофилла *a* наблюдалась достоверная положительная корреляция [2]. При ухудшении экологического состояния (токсический фактор, сброс бытовых сточных вод, слабый водообмен) корреляция между содержанием хлорофилла *a* и величиной БПК₅ нарушалась.

Таким образом, данные свидетельствуют, что динамика содержания хлорофилла *a* в планктоне, а также закономерности его связи с абиотическими и биотическими факторами могут быть использованы, наряду с другими показателями, для ранней диагностики симптомов экологического неблагополучия в экосистеме.

ЛИТЕРАТУРА

1. Курейшевич А. В., Сиренко Л. А. Влияние фитопланктона на формирование рН воды (на примере днепровских водохранилищ) // Гидробиол. журн. — 1994. — Т.30, № 2. — С. 7-12.
2. Курейшевич А. В. Связь величины БПК₅ с содержанием хлорофилла *a* в планктоне днепровских водохранилищ // Гидробиол. журн. — 1995. — Т.35, № 3. — С. 67-76.
3. Курейшевич А. В., Сиренко Л. А., Медведь В. А. Динамика фитопланктона и хлорофилла *a* в днепровском водохранилище (Украина) в 1931-1993гг // Альгология. — 1997. — Т.7, № 1. — С. 35-48.
4. Пианка Э. Эволюционная экология. — М.: Мир, 1981. — 399 с.
5. Трифонова И. С. Экология и сукцессия озерного фитопланктона. — Л.: Наука, 1990. — 179 с.
6. Щербак В. І. Структурно-функціональна характеристика дніпровського фітопланктону: Автореф. дис.... докт. біол. наук. — 03.00.17 – гідробіологія / Інститут гідробіології НАН України. — Київ, 2000. — 32 с.
7. Kohler A., Labus B. Eutrophication processes and pollution of freshwater ecosystems including waste heat // *Physiol. Plant Ecol.* — 1983. — № 5. — P. 413-416.

8. Korneva L. G., Mineeva N. M. Phytoplankton composition and pigment concentrations as indicators of water quality in the Rybinsk reservoir // *Hydrobiologia*. — 1996. — Vol. 322. — P. 255-259.
9. Zhuravleva L. A., Kureishevich A. Vol. Relationship between chlorophyll a and nutrient concentration in three reservoirs as an index of the ecological state of the Dnieper river // *Arch. Hydrobiol.* — 1996. — S. 113. — P. 549-553.

УДК 581.526.325(285.33)(477-25)

Н.В. Майстрова

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

СТРУКТУРА ФІТОПЛАНКТОНУ КИЇВСЬКОЇ ДІЛЯНКИ КАНІВСЬКОГО ВОДОЙМИЩА

В Україні найбільш кризово екологічна ситуація складається в районах великих міст, де сконцентровані промислові підприємства господарсько-побутові комплекси з розвинутою інфраструктурою і рекреаційними зонами. Це стосується екосистеми київської ділянки Канівського водоймища, на функціонування якої суттєве значення має вплив м. Києва [2]. Різноманіття фітопланктону Канівського водоймища формувалося аlogenною та аутогенною сукцесією, етапи якої пов'язані зі зміною гідрологічного режиму річки від м. Вишгорода до м. Канева. Створення цього водоймища — потужний антропогенний чинник, його дія корінним чином змінила весь абіотичний комплекс, який визначає розвиток біоти. Після заповнення водоймища провідна роль в становленні різноманіття фітопланктону належить аутогенній сукцесії, вплив алогенної істотно знижується і займає підпорядковане значення [2, 3].

В роботі використані результати досліджень київської ділянки Канівського водоймища за вегетаційні сезони 1997-2000 рр. Для узагальнення використані дані попередніх досліджень фітопланктону [1, 2, 3].

Аналіз натурних даних дозволяє стверджувати наступне:

а) фітопланктону характерне високе різноманіття (в пробах нараховується до 31-52 видівих і внутрішньовидових таксонів);

б) протягом усіх років досліджень провідна роль належить зеленим (вольвоксовим і хлорококовим), діатомовим та синьозеленим водоростям, в зимовий період зростає різноманіття золотистих водоростей родів *Dinobryon*, *Ochromonas*, *Pseudokephyron*, *Synura*, *Uroglena*.

Протягом трирічного періоду досліджень в фітопланктоні було виявлено 255 видів, представлених 287 внутрішньовидовими таксонами, включаючи номенклатурний тип виду, які відносяться до 100 родів, 44 родин, 21 порядку, 12 класів. Основу різноманіття формували зелені (43%), діатомові (25%) і синьозелені (14%) водорості. Враховуючи, що спостереження проводились протягом всіх сезонів, включаючи зиму, суттєвим було значення золотистих водоростей (до 7% різноманіття фітопланктону досліджуваної ділянки водоймища). Отже, зміна гідрологічного режиму і відповідно інтенсифікація аутогенної сукцесії призвела до збільшення різноманіття фітопланктону, це — один із механізмів стабільності природно-штучних екосистем, до яких належить Канівське водоймище. Синергізм двох механізмів (сукцесій), що визначаються абіотичними (алогенна) і біотичними (аутогенна) чинниками, можна вважати фундаментом стійкості водоростевих угруповань.

Сукцесія як біологічний механізм, що визначає функціонування та стійкість водоростевих угруповань в незарегульованій річці, в процесі зарегулювання та на сучасному етапі була направлена на збільшення різноманіття зелених водоростей, більшість з яких — дрібноклітинні форми. Встановлено й зростання рясності дрібноклітинних центричних діатомових із родів *Cyclotella*, *Stephanodiscus* і криптофітових з роду *Cryptomonas* [2].

Домінуючий комплекс фітопланктону нараховував 35 видів-домінантів з 5 відділів, з них: зелені — 19%, синьозелені та діатомові знаходились майже в рівних долях — 7-9%; евгленові і динофітові водорості склали до 3% загальної кількості домінантів.

Структура домінуючого комплексу фітопланктону характеризувалась відсутністю статистично достовірного монодомінування популяції одного виду фітопланктону; види-домінанти з частотою трапляння від 40% до 85% були представлені 8, а субдомінанти 1, 2 та 3 порядків — 8-10 таксонами; структура домінуючого комплексу фітопланктону (за флористичним спектром) практично рівномірно розподілена між синьозеленими, діатомовими та зеленими водоростями; за морфологічною структурою — це одноклітинні, ценобіальні та колоніальні форми; розмірно-морфологічна структура домінуючого комплексу вказує на суттєве зменшення великих колоніальних форм з паралельним зростанням одноклітинних, ценобіальних та дрібно колоніальних водоростей.

Розмірно-морфологічні показники одного із основних домінантів дніпровського фітопланктону — *Stephanodiscus hantzschii* — характеризуються клітинами і ланцюжками різного розміру. Ранжирування лінійних та розрахованих на їх основі об'ємних розмірів клітин та ланцюжків показує, що більшість їх (від 27 до 93%) представлена дрібноклітинними формами. Незалежно від просторово-часової динаміки, впливу природних та антропогенних чинників, стабільність існування виду *Stephanodiscus hantzschii* визначається гетерогенністю структурно-морфологічних розмірів водорості.

Отже, суцесія фітопланктону визначається збільшенням кількості дрібноклітинних видів-домінантів, вона призвела до зміни моно-, олігодомінантних комплексів синьозелених водоростей, які домінували на київській ділянці Канівського водосховища в 60-70 рр., на полідомінантні угруповання діатомових, синьозелених, зелених та видів інших відділів (евгленові, динофітові, золотисті, криптофітові).

Аналіз морфологічної структури водоростей за розмірами окремих клітин, ценобіїв, колоній дозволяє простежити тенденцію до значного здрібнення морфологічних параметрів та форм існування видів-домінантів і субдомінантів, які є представниками різних відділів водоростей.

Інформаційне різноманіття фітопланктону цієї ділянки водоймища, розраховане за величинами біомаси (H_B), було досить високим, змінюючись від 0,91-0,94 до 3,53-3,60 біт/екз. Незалежно від біотопу чітко простежується сезонна динаміка зміни інформаційного різноманіття з максимальними показниками в липні-серпні: руслова ділянка — 3,28-3,60 біт/екз. і затока Оболонь — 3,46-3,53 біт/екз. Але статистично достовірної різниці в величинах H_B у вертикальному розподілі різноманіття не отримано.

Отже, антропогенна перебудова лотичної екосистеми на лентичну спрямувала суцесію фітопланктону на збільшення видового і надвидового різноманіття водоростей та на домінування дрібних одноклітинних, ценобіальних та колоніальних форм водоростей.

ЛІТЕРАТУРА

1. Щербак В.И., Емельянова Л.В., Майстрова Н.В. Влияние антропогенных факторов на биоразнообразие Каневского водохранилища // Экология та ноосферология. — 1999. — Т. 7, № 3. — С. 66-76.
2. Щербак В.И., Майстрова Н.В. Суцесии фитопланктона Каневского водохранилища (Украина) // Альгология. — 2000. — Т. 10, № 1. — С. 44-53.
3. Щербак В.И., Майстрова Н.В. Методические подходы для оценки состояния водных экосистем по фитопланктону // Экологические проблемы городов и рекреационных зон. — Одесса: ОЦНТЭИ. — 1999. — С. 236-245.

УДК [581. 526. 325:502. 75](477. 8)

О.В. Мантурова

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

ПРО ЗМІНИ В ФІТОПЛАНКТОНІ РІЧОК ЗАХІДНОГО РЕГІОНУ УКРАЇНИ ПРИ ТРАНЗИТІ ЧЕРЕЗ УРБАНІЗОВАНІ ТЕРИТОРІЇ

Постійне розширення площ урбанізованих територій призводить до повного або часткового включення річок до міських ландшафтів. Це безумовно впливає на зміни в їх екологічному стані та самоочисну здатність, яка, в основному, обумовлюється розвитком та функціонуванням фітопланктону як первинної ланки трофічного ланцюга. Враховуючи те, що коефіцієнти щільності річкової сітки в басейнах Тиси та Західного Бугу є найвищими в Україні (1,1 км/км² [3] та 0,68 км/км² [2]) при досить високому рівні урбанізації, а також недостатню вивченість гідробіологічного режиму їх приток, ми зробили спробу проаналізувати зміни в фітопланктоні річок західного регіону України при транзиті через урбанізовані території.

Дослідження проводили в літній сезон 1999 та 2000 років на притоках Тиси річках Латориці (м. Мукачєво), Ужі (м. Ужгород), притоках Західного Бугу річках Золочівці (м. Золочів), Солокії (м. Червоноград) та Лузі (м. Володимир-Волинський). Камеральну обробку проб проводили за загально-прийнятими в гідробіології методиками [1]. Для басейнів вказаних річок (особливо Латориці та Ужа) характерно те, що верхні їх частини розташовані на практично непорушених територіях. Проходячи через міста, річки приймають поверхневі стоки та стічні води очисних споруд.

Річка Уж на дослідженій ділянці є перехідним типом від гірської до рівнинної. Вище міста Ужгорода побудована дамба, через яку перетікає річкова вода. Вище дамби утворюється своєрідна проточна водойма, з якої проводиться забір води для постачання міста. В фітопланктоні цієї ділянки визначено 22 таксони водоростей рангом нижче роду, з яких 18 *Bacillariophyta*, 2 *Cyanophyta* та по 1 виду

Chlorophyta ³ *Euglenophyta*. В флористичному спектрі значну роль відіграють типово альпійські та перифітонні форми (*Ceratoneis arcus* (Ehr.) Kuetz., *Didymosphenia geminata* (Lyngb.) M. Schmidt, види роду *Gomphonema*). Чисельність та біомаса фітопланктону становили 110 т. кл./л та 0,053 мг/л відповідно. Значна частина біомаси утворюється за рахунок вегетації *Didymosphenia geminata* та клітин *Anabaena*. На ділянці нижче міста в 1999 році визначено тільки 12 видів водоростей, виключно *Bacillariophyta*. Чисельність та біомаса різко знизилась — до 25 тис. кл./л та 0,001 мг/л. Як з'ясувалось, відбору проб передувала аварійний викид мулів з дериваційного каналу очисних споруд міста, який і призвів до масової загибелі живих організмів в річці. В 2000 році на цій ділянці фітопланктон якісно і кількісно практично не відрізнявся від такого вищерозташованої.

Річка Латориця в районі досліджень також являє собою перехідний тип від гірської до рівнинної. На ділянці вище Мукачева відмічено 32 таксони водоростей рангом нижче роду, з яких 29 *Bacillariophyta*. В флористичному спектрі також помітну роль відіграють альпійські та перифітонні види (*Ceratoneis arcus*, *Didymosphenia geminata*, види роду *Gomphonema*). З діатомових найбільшої чисельності сягала *Diatoma vulgare* Bory. Помітний вклад в чисельність фітопланктону вносив також єдиний вид синьозелених *O. lacustris* (Kleb.) Geitl. Значна частина біомаси створювалась за рахунок *Didymosphenia geminata*. Чисельність та біомаса становили 110 тис. кл./л та 0,095 мг/л відповідно. На ділянці нижче міста кількість таксонів водоростей зросла до 37, з яких 32 *Bacillariophyta*. Картина розподілу переважаючих видів залишилась незмінною, тільки разом з типовою формою *Diatoma vulgare* частіше зустрічались її варієтети (*var. capitulatum* та *var. productum*). Мало змінились і кількісні показники (112 тис. кл./л та 0,10 мг/л).

Річки Золочівка, Солокія та Луга в районі досліджень являють собою типові рівнинні річки. На ділянці р. Золочівки вище міста Золочева визначено 54 таксони водоростей рангом нижче роду, з яких 35 *Bacillariophyta*, 16 *Chlorophyta* та 3 *Euglenophyta*. Розподіл кількісних показників по відділам відповідав їх представленості у флористичному спектрі. Найвищого розвитку досягали *Coelastrum microporum* Naeg., *Phacotus lenticularis* Ehr., *Cocconeis placentula* Ehr. Кількісні показники становили 472 тис. кл./л та 0,41 мг/л. На ділянці нижче міста кількість таксонів зменшилась до 47, з яких 32 *Bacillariophyta*, 12 *Chlorophyta* та 3 види *Euglenophyta*. Склад домінуючого комплексу дещо змінився — додалися *Nitzschia palea* (Kuetz.) W. Sm. та *N. paleacea* Grun. Кількісні показники змінились незначно і становили 387 тис. кл./л та 0,45 мг/л.

На ділянці річки Солокії вище міста Червонограда визначено 62 таксони водоростей рангом нижче роду з 6 відділів, з яких 26 *Bacillariophyta*, 23 *Chlorophyta*, інші відділи представлені 1-3 таксонами. Склад фітопланктону тут формується під впливом низки рибоводних ставків, розташованих вище за течією. За чисельністю домінували *Cyanophyta*, зокрема *Anabaena flos-aquae* (Lyngb.) Breb. (25% загального числа клітин). Крім того, значного розвитку досягали *Melosira granulata var. angustissima* (O. Mull.) Hust., *Dictyosphaerium pulchellum* Wood, *Crucigenia tetrapedia* (Kirchn.) W. et G. S. West. Кількісні показники становили 387 тис. кл./л та 0,45 мг/л. На ділянці нижче міста кількість таксонів зростає до 70, з яких 34 *Bacillariophyta*, 27 *Chlorophyta*. Структура флористичного спектру та домінуючого угруповання залишилась практично незмінною, за винятком масового розвитку *Microcystis pulvereae* (Wood) Forti emend Elenk., число клітин якого складало 19% загального. За рахунок цього відбулись наступні зміни в кількісних показниках — чисельність збільшилась до 561 тис. кл./л, а біомаса зменшилась до 0,35 мг/л.

На ділянці річки Луги вище міста Володимира Волинського визначено 53 таксони водоростей рангом нижче роду, з яких 36 *Bacillariophyta*, 12 *Chlorophyta*, інші відділи представлені 1-3 таксонами. Фітопланктон тут характеризується відсутністю виражених домінантів. Кількісні показники становили 213 тис. кл./л та 0,28 мг/л. На ділянці нижче міста кількість таксонів зросла до 62, з яких 45 *Bacillariophyta*, 12 *Chlorophyta*, з'явилися 3 види *Cyanophyta*, що були відсутні на вищерозташованій. Найвищого кількісного розвитку досягали *Coelastrum microporum*, *Microcystis pulvereae*, *N. paleacea*. Необхідно відмітити значний вклад перифітонних форм (види родів *Gomphonema*, *Symbella*, *Cocconeis*, *Epithemia*) в створення чисельності та біомаси фітопланктону, що, очевидно, обумовлено масовим розвитком вищої водної рослинності в районі скидів з очисних споруд міста. Кількісні показники збільшуються майже вдвічі — до 409 тис. кл./л та 0,58 мг/л.

Отже, зміни в фітопланктоні досліджених річок при транзиті через урбанізовані території не носять яскраво вираженого характеру. Зміни в його структурі, якщо і відбуваються, стосуються тільки домінуючих комплексів, флористичний спектр залишається постійним, при цьому може відбуватись як збільшення, так і зменшення числа видів та кількісних показників. Відносна стабільність флористичного складу підтримує самоочисний потенціал річок на рівні, сформованому в верхніх частинах, що забезпечує нейтралізацію впливу урбанізованих територій на їх ділянки в межах міст. Корінні зміни в структурі та кількісних показниках розвитку фітопланктону можливі, як у випадку з р. Уж, при аварійних скидах забруднень.

ЛІТЕРАТУРА

1. Кузьмин Г. В. Фитопланктон // Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. — М. : Наука, 1975. — С. 73–90.
2. Справочник по водным ресурсам // Под ред. Б. И. Стрельца. — Киев: Урожай. — 1987. — 302 с.
3. Язык А. В. Гидрографические и гидрологические характеристики малых рек // Экологические основы рационального водопользования. — Киев: Генеза, 1997. — С. 105–160.

УДК [595.142.3:574.5:627.8] (285.33) (477)

С.Ф. Матчинська

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

СУЧАСНИЙ СТАН УГРУПОВАНЬ ОЛІГОХЕТ ВЕРХНЬОЇ ЧАСТИНИ КАНІВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

Малощетинкові черви (*Oligochaeta*) є одними з найбільш поширених і багаточисленних груп донних організмів. Інколи їх чисельність сягає до 60 % від загальної кількості організмів в пробах. Олігохети характеризуються високим видовим різноманіттям та швидкою реакцією на зміни факторів у водоймах. Нами вивчався видовий та кількісний склад олігохет верхньої ділянки Канівського водосховища. Аналіз даних за період досліджень показав, що угруповання олігохет досліджуваної ділянки водосховища характеризується досить високим видовим багатством. На досліджуваних станціях було виявлено 31 вид олігохет, що належать до 4 родин: Naididae, Tubificidae, Lumbriculidae, Glossoscolecidae. Найбільшого розвитку досягли олігохети родини Tubificidae — 20, та родини Naididae — 8 видів, меншого — Lumbriculidae — 2 і Glossoscolecidae — 1.

Екологічний спектр олігохет досить широкий. Їх можна зустріти в самих різноманітних абіотичних і біотичних умовах водного середовища і на самих різних субстратах. Вони досить широко розповсюджені на різних видах ґрунтів: пісках, різних ступенів замулення пісків, глинистих, детритогенних, мулах. Зустрічаються малощетинкові і на водних рослинах, в ґрунті серед коріння водних рослин. Однак перевагу більшість із них (особливо Tubificidae, Lumbriculidae, Glossoscolecidae) надають замуленим піскам різного ступеня, інколи з рослинними рештками, серед коріння вищих водних рослин. Naididae та Aeolosomatidae — найбільш поширені на занурених в воду рослинах (латаття біле, кушнір, елодея) та на вищих водних рослинах, на поверхні ґрунту між рослинами [1]. Вибір станцій досліджень на водоймищі передбачав відмінність за характеристиками абіотичного середовища. Різноманіття швидкості течії: на ст. гирло Сирецького струмка, оз. Баб'є — швидкість течії дорівнювала 0 — 3 м/сек.; на станціях р. Дніпро вище водозабору, р. Дніпро нижче взвиження р. Десни, р. Дніпро нижче та вище затоки Вовковате, р. Дніпро вище та нижче гирла р. Либідь — 0,6 м/сек і більше. Зміна донних ґрунтів від слабозамулених пісків (р. Дніпро навпроти затоки Вовковате, р. Дніпро нижче р. Десни) і чистих пісків (р. Дніпро вище водозабору) до чорного мулу (затока Вовковате, вершина Матвіївської затоки). Глибини коливалися від 1,5 до 10 м. Відповідно від показників цих комбінацій та температури води на станціях створюються ті чи інші умови, що формують певний кількісний та якісний склад олігохет [2]. Проведений нами аналіз досліджуваних точок показав, що до складу і по структурі угруповань забруднені ділянки помітно відрізняються від чистих.

На станції р. Дніпро вище водозабору, що не підлягає антропогенному впливу, де ґрунт пісок та мало замулений пісок, чітко виражена течія, переважають реофіли. Домінантами тут виступають *Isochaetides newaensis* (Mich.) (від 26 до 47 %), *Potamothrix moldaviensis* (Vejdovsky) (від 18 до 36 %), *Isochaetides michaelsoni* (Lastockin) (від 20 до 50 %). Подібну картину ми бачимо і на ст. р. Дніпро нижче взвиження р. Десни, де добре виражена течія, ґрунт — замулений пісок. Найбільш поширені тут *I. newaensis* (від 8 до 20 %), *Isochaetides michaelsoni* (Lastockin) (від 4 до 80 %), *Aulodrilus limnobius* Bretscher (15-18 %), *Psammoryctides albicola* (Mich.) (до 26 %), *P. moldaviensis* (від 4 до 80 %), а також і лімнофіл *Limnodrilus hoffmeisteri* Claparede (від 37 до 46 %).

Слабко забруднений район Матвіївської затоки можна поділити на 2 частини. Верхня — замулена з незначною течією, не відрізняється великим видовим різноманіттям (3 види): *L. hoffmeisteri* (від 20 до 50 %) *P. moldaviensis* (від 35 до 50 %), *A. limnobius* (24 %). На більш відкритій середній частині Матвіївської затоки, де ґрунт пісок з створками дрейсени, в основному, зустрічаються *I. newaensis* (від 20 до 93 %), *I. michaelsoni* (від 50 до 100%).

Оболонська затока відзначалася слабким забрудненням антропогенного походження. Домінантами виступають *Limnodrilus hoffmeisteri* Claparede (до 27 %), *Limnodrilus udekemianus* Claparede (64 %),

Limnodrilus claparedeanus (Ratzel.) (26-48 %), крім цього періодично зустрічались ще 2-3 види тубіфіцид та найбільш поширені види родини Naididae – *Stylaria lacustris* (L.), *Nais simplex* Piguet.

На станції оз. Баб'є видове різноманіття зростає. Особливо воно досягає максимуму в літній період (11 видів). Це можна пояснити тим, що це водойма озерного типу: глибини невеликі, а тому вода в ній добре прогривається в літній період. Вздовж берегів тягнеться смуга заростей, де зосереджена фітофільна фауна. Протягом вегетаційного періоду в кількісному відношенні відмічалось два піки: навесні та восени, але влітку чисельність значно знижувалася. Домінуючими формами є *Potamothrix hammoniensis* (Mich.) (34 %), *L. claparedeanus* (від 38 % до 50 %), *Nais pseudobutusa* Piguet (18-20 %), *Uncinaiis uncinata* (Oerst.) (15-25 %), *L. hoffmeisteri* (від 62 до 67 %). На сильно забруднених точках системи затоки Вовковата було виявлено 8 видів. Ця видова різноманітність зберіглася протягом всього вегетаційного періоду, а динаміка чисельності зберігала ту ж закономірність, що і на мало забруднених станціях, а саме: найбільшого розвитку олігохети досягали навесні, влітку чисельність знижується, а восени знову зростає. Відбір проб на затоці Вовковаті був розміщений так, що можна було виявити вплив самої затоки на води Дніпра, а тому проби відбирались вище та нижче затоки і навпроти затоки. Забруднення органічними речовинами, що легко розкладаються, створюють в водоймах безкисневу зону, в якій донна фауна може бути відсутня, але олігохети, як організми досить не вибагливі до розчиненого кисню у воді, при відсутності ворогів і конкурентів, мають можливість розвиватись більш масово. Домінуючими видами на ст. навпроти затоки Вовковаті виступають *P. hammoniensis* (20-28 %), *L. hoffmeisteri* (25-80 %), *P. moldaviensis* (41 %). Вище затоки – *Limnodrilus helveticus* Piguet (28-30 %), *I. michaelsoni* (30 %), *A. limnobius* (25 %), *P. moldaviensis* (25 %), а нижче затоки – *L. hoffmeisteri* (38-41 %), *P. albicola* (50 %).

На точці сильного антропогенного забруднення системи р. Либідь зустрічається обмежена кількість видів. В гирлі р. Либідь був тільки один найбільш витривалий до дії антропогенного забруднення вид олігохет *Tubifex tubifex* (Muller) з дуже низькою чисельністю.

В точці нижче взвиження (100 м) р. Либідь на Дніпрі зустрічалось 3 види: *L. hoffmeisteri* (31 %), *P. albicola* (10-20 %), *P. hammoniensis* (18- 40 %), а на відстані 300 м нижче взвиження гирла р. Либідь з'являється ще два види – *I. newaensis* (10- 70 %) та *Peloscoclex ferox* (Eisen) (29 %).

Сезонні дослідження видового складу олігохет на верхній ділянці водоймища показали, що вони мають місце на всіх станціях і на кожній із них чисельність влітку знижується за рахунок поїдання їх хижакками та відмирання старих особин після відкладання коконів. Однак чисельність навесні чи восени коливається – на одних точках вона перевищує навесні, а на інших – восени. З наведених даних видно, що видовий склад та кількість видів істотно коливаються на різних станціях. Найбільше видове багатство (8-11 видів) у затоках і заплавах, де в донних ґрунтах домінує мул і листовий опад (озеро Баб'є і Матвіївська затока). Однак різноманіття олігохет різко знижується в забрудненій гирловій зоні р. Либідь (1 вид).

ЛІТЕРАТУРА

1. Фоменко Н.В. Об экологических группах олигохет (*Oligochaeta*) р.Днепра // Водные малощетинковые черви. — М.: Наука, 1972. — С. 84-106.
2. Чекановская О.В. Водные малощетинковые черви // Фауна СССР. — М-Л, 1962. — С. 80-94.

УДК [595.142.3:574.5:627.8] (285.33) (477)

С.Ф. Матчинская, Ю.В. Плигин

Институт гидробиологии НАН Украины, г. Киев

БИОЛОГИЯ РАЗВИТИЯ ОЛИГОХЕТ КАНЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА (на примере *Limnodrilus hoffmeisteri* Claparede)

Олигохеты являются наиболее широко распространенной группой донных беспозвоночных в Каневском водохранилище. По видовому разнообразию они уступают лишь личинкам хирономид. Поскольку характер распределения и интенсивность развития олигохет в данном водоеме по существу определяется тубифицидами, поэтому важное значение имеет изучение их размножения, в особенности массовых видов, каким и является *Limnodrilus hoffmeisteri* Claparede.

На распространение олигохет по биотопам опосредованно влияет скорость течения, формируя определенный тип донных отложений и обуславливая газовый режим водных масс [1]. Многие виды олигохет эврибионтны и обитают на разных участках водохранилища с ґрунтами различного типа и разной

скоростью течения. Так, *L. hoffmeisteri* приурочен к биотопам со скоростью течения от 0 до 0,6 м/сек при рН 4,8-8,6, содержании CO₂ — 0,9-12,9 мг/л и O₂ — 3,2-10,8 мг/л.

Этот вид распространен в диапазоне глубин 0,5–15,0 в донных отложениях широкого спектра: илы (серый, черный, глинистый), заиленные пески, а также в ризосфере высших водных растений [2,4]. В Каневском водохранилище этот вид встречается в течение всего года. Размножается он исключительно половым путем 1 раз в год. С конца декабря по март месяц в основном встречаются особи 3-й стадии развития (со сформированным половым аппаратом, но без поясков). Длина особей составляет 10-15 мм, а масса 4-9 мг. С марта месяца увеличивается число особей 4-й стадии (особи с хорошо выраженными поясками), длина которых достигает 12–22 мм при массе 7-15 мг. В апреле — июле преобладают особи с поясками, готовые к размножению (4-я стадия). В этот период начинается откладка коконов. Размножение у этого вида продолжается около трех месяцев (конец апреля, май, июнь, иногда первая половина июля) в зависимости от температуры [3]. Начало откладки коконов происходит при температуре +10-12°C. Наиболее интенсивно оно происходит в начале периода размножения. В это время откладываются самые крупные коконы, а к концу размножения их размеры заметно уменьшаются. К тому же, в начале периода откладывают коконы особи средней возрастной группы (наиболее активные производители), затем молодые особи, а также старые, которые после откладки коконов отмирают. После размножения у червей происходит резорбция половой системы, которая постепенно вновь восстанавливается к очередному циклу размножения [3].

Кокон у *L. hoffmeisteri* имеют вытянутую, овальную форму с размерами 0,1-2,3 x 0,6-0,9 мм. Внешняя оболочка не прозрачна, на ее поверхности находится клейкий секрет, благодаря чему к ней легко прилипают частицы детрита, что делает кокон менее заметным для рыб и таким образом клейкий секрет выполняет защитную функцию.

В каждом коконе содержится 2-3 яйца. Откладка коконов может проходить партиями (2- 3 партии в год). В каждой партии по 6- 8 коконов. Таким образом, плодовитость одной особи составляет в среднем за год 48 особей. Скорость развития эмбриона и процент выхода молоди в значительной степени зависят от температуры воды и содержания кислорода, что было нами изучено в экспериментальных условиях (таблица 1.). Эти данные показывают, что оптимальные условия для развития коконов *L. hoffmeisteri* создаются при температуре +15-20°C и содержании растворенного кислорода — 9,3-7,8 мг/л. первой возрастной группы почти полностью переходит во вторую группу, а к концу зимы — началу следующего года (декабрь — январь) — в третью. К началу весны третья возрастная группа переходит в четвертую, то есть эти особи уже готовы к размножению. По литературным данным продолжительность жизни особей *L. hoffmeisteri* составляет 6-7 лет. Однако при наиболее благоприятных условиях выход молоди из коконов составляет 70-80% (в среднем 36 особи). Таким образом, каждая особь имеет потенциальную возможность в течение жизни произвести 252 потомка. В то же время процент выживаемости этого вида незначительный в связи с тем, что *L. hoffmeisteri* является важнейшим кормовым ресурсом бентосоядных рыб, а также потребляется различными хищными беспозвоночными.

Таблица

Продолжительность развития коконов и процент выхода молоди *L. hoffmeisteri* в зависимости от температуры воды и содержания кислорода

Т°С	Содержание O ₂ (мг/л)	Длительность развития кокона (дни)	Выход молоди из коконов (%)
5	12,2	-	0
10	9,9	35	47
15	9,3	24	80
20	7,8	20	70
25	6,8	15	40

Первая молодь олигохет появляется в конце мая, июне. Это особи первой возрастной стадии длиной 3-4 мм. Максимальная численность молодых червей этого вида достигается в июле-августе, а к сентябрю-октябрю — подростя молодь

ЛИТЕРАТУРА

- Новиков Б.Г. Влияние проточности на некоторые компоненты экосистемы водохранилищ (на примере днепровских) // Гидробиол. журн. — 1986. — Т.22, № 2. — С. 69-74.
- Пареле Э.А. Экологические группировки донных бионтов малых рек Латвии // Тез. докл. V съезда Всесоюзного гидробиолог. об-ва. Куйбышев. — Куйбышев, 1986. — Ч.II. — С. 277-278.
- Поддубная Т.Л. Особенности жизненных циклов тубифицид и наидид (*Oligochaeta: Tubificidae* и *Naididae*) // Водные малощетинковые черви: Тр. ВГБО. — 1972. — Т. XVII. — С. 87-94.
- Фоменко Н.В. Об экологических группировках олигохет (*Oligochaeta*) р. Днепр // Водные малощетинковые черви. — М.: Наука, 1972. — С. 94-106.

УДК [595.142.3:574.5:627.8] (285.33) (477)

С.Ф. Матчинская, Ю.В. Плигин

Институт гидробиологии НАН Украины, г. Киев

РАЗМНОЖЕНИЕ ДОМИНАНТНОГО ВИДА ОЛИГОХЕТ *Livnodrilus udekemianus* Clapare В КАНЕВСКОМ ВОДОХРАНИЛИЩЕ

В современной гидробиологии одной из главных проблем является проблема биологической продуктивности водоемов. Среди целого ряда вопросов, связанных с ней особенно большое практическое значение приобретает годовая продукция кормовых беспозвоночных. Пресноводные олигохеты являются одной из наиболее широко распространенных и многочисленных групп донных гидробионтов и их роль в питании рыб неоспорима (Клуст 1935, Яблонская 1935). При изучении продукции олигохет стержневое значение приобретает размножение.

В Каневском водохранилище этот вид встречается в течение всего года. Размножается он исключительно половым путем 1 раз в год. Длина тела 20-62 мм масса — 12-21 мг. Созревает при длине 34 мм. Откладка коконов июнь-июль месяц. Коконы имеют сферическую немного продолговатую форму. Оболочка состоит из двух слоев. Размеры кокона 1,5-3,0 x 0,7-1,5 мм. В каждом коконе 2-3 зародыша.

Наиболее крупные коконы откладываются в начале периода размножения, а более мелкие — в конце периода. Начало откладки коконов происходит при температуре 8-12°C. Продолжительность жизни 2-3 года. Как показали проделанные нами опыты наиболее восприимчивыми условиями для развития коконов у *L. udekemianus* является температура 18-20°C при количестве кислорода 8,7-7,8 мг/л.

С конца декабря по март месяц в основном встречаются особи 3-й стадии развития (со сформированным половым аппаратом, но без поясков). Длина особей составляет 10-15 мм, а масса 4-9 мг. С марта месяца увеличивается число особей 4-й стадии (особи с хорошо выраженными поясками), длина которых достигает 12-22 мм при массе 7-15 мг. В апреле — июле преобладают особи с поясками, готовые к размножению (4-я стадия). В этот период начинается откладка коконов. Размножение у этого вида продолжается около трех месяцев (конец апреля, май, июнь, иногда первая половина июля) в зависимости от температуры [3]. Начало откладки коконов происходит при температуре +10-12°C. Наиболее интенсивно оно происходит в начале периода размножения. В это время откладываются самые крупные коконы, а к концу размножения их размеры заметно уменьшаются. К тому же, в начале периода откладывают коконы особи средней возрастной группы (наиболее активные производители), затем молодые особи, а также старые, которые после откладки коконов отмирают. После размножения у червей происходит резорбция половой системы, которая постепенно вновь восстанавливается к очередному циклу размножения [3].

Коконы у *L. hoffmeisteri* имеют вытянутую, овальную форму с размерами 0,1 x 2,3 x 0,1 мм. Внешняя оболочка не прозрачна, на ее поверхности находится клейкий секрет, благодаря чему к ней легко прилипают частицы детрита, что делает кокон менее заметным для рыб и таким образом клейкий секрет выполняет защитную функцию.

В каждом коконе содержится 2-3 яйца. Откладка коконов может проходить партиями (2-3 партии в год). В каждой партии по 6-8 коконов. Таким образом, плодовитость одной особи составляет в среднем за год 48 особей. Скорость развития эмбриона и процент выхода молоди в значительной степени зависят от температуры воды и содержания кислорода, что было нами изучено в экспериментальных условиях (таблица 1.). Эти данные показывают, что оптимальные условия для развития коконов *L. hoffmeisteri* создаются при температуре 15 — 20°C и содержании растворенного кислорода — 9,3 — 7,8 мг/л.

Таблица

Продолжительность развития коконов и процент выхода молоди *L. hoffmeisteri* в зависимости от температуры воды и содержания кислорода

Т°С	Содержание O ₂ (мг/л)	Длительность развития кокона (дни)	Выход молоди из коконов (%)
5	12,2	-	0
10	9,9	35	47
15	9,3	24	80
20	7,8	20	70
25	6,8	15	40

Первая молодь олигохет появляется в конце мая, июне. Это особи первойвозрастной стадии длиной 3-4 мм. Максимальная численность молодых червей этого вида достигается в июле-августе. К сентябрю-

октябрю подросшая молодежь первой возрастной группы почти полностью переходит во вторую группу, а к концу зимы — началу следующего года (декабрь-январь) — в третью. К началу весны третья возрастная группа переходит в четвертую. То есть эти особи уже готовы к размножению. По литературным данным продолжительность жизни особей *L. hoffmeisteri* составляет 6-7 лет. Однако при наиболее благоприятных условиях выход молодежи из коконов составляет 70-80% (в среднем 36 особи). Таким образом, каждая особь имеет потенциальную возможность в течение жизни произвести 252 потомка. В то же время процент выживаемости этого вида незначительный в связи с тем, что *L. hoffmeisteri* является важнейшим кормовым ресурсом бентосоядных рыб, а также потребляется различными хищными беспозвоночными.

УДК 639.311.043.2

А.В. Махонина, Н.Н. Сазанова, Н.А. Сидоров

Институт рыбного хозяйства УААН, г. Киев

ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ВОДОЕМОВ КОМПЛЕКСНОГО НАЗНАЧЕНИЯ ЦЕНТРАЛЬНОЙ ЧАСТИ УКРАИНЫ

Объектами наших исследований были водоемы комплексного назначения Днепропетровской и Кировоградской областей, относящиеся к сельскому хозяйству. В большинстве случаев они предназначены для орошения полей, водопоя скота, отдыха населения, противопожарных целей. Практически во всех водоемах комплексного назначения выращивается и рыба. Площади таких водоемов находятся в пределах 2-100 га. Преимущественно это водоемы балочного типа, родникового и атмосферного наполнения. Вода в них полностью не спускается. Глубина может достигать 4-5 м, иловые отложения — превышать 0,5 м. С целью рационального использования их в рыбохозяйственном отношении и проводилось изучение экологических условий.

Пробы для изучения гидрохимических условий, состояния естественной кормовой базы (первичной продукции, качественного состава и количественного развития фито- и зоопланктона, бентоса) и качества воды отбирались в течение вегетационного сезона ежемесячно, зимой — одноразово. Анализ многолетних результатов показал, что изучаемые водоемы отличаются между собой как по химизму воды, так и по интенсивности развития естественной кормовой базы.

В исследованных водоемах кислородный режим, как правило, благоприятен для выращивания рыбы (от 5,7 до 14,6 мг O₂/л) и только в некоторых из них в безветренную погоду во время массового отмирания синезеленых водорослей на глубине 4-5 м содержание растворенного в воде кислорода иногда падает до критических величин (2 мг O₂/л). Активная реакция среды изменялась от слабощелочной до щелочной (7,4-8,5). Показатели свободной и карбонатной углекислоты, перманганатного окисления и жесткости находились в рамках рыбободных норм. Во всех прудах низкое содержание в воде биогенных элементов. Общее количество минерального азота не превышает 1,5 мг/л, а фосфора — 0,2 мг/л. Водоемы значительно отличаются между собой и по степени минерализации (0,4-4,3 г/л).

Исследованные водоемы имеют также различные показатели первичной продукции и деструкции. Характерным для некоторых из них является преобладание деструкционных процессов над продукционными, что свидетельствует о наличии в них большого количества органических веществ, особенно в иловых отложениях.

Значение фитопланктонных организмов в прудах определяется не столько их общим количеством, сколько качественным составом, высокой энергией фотосинтеза определенных групп водорослей, способностью воспроизводить в течение года множество поколений, являющихся первичным звеном в пищевой цепи для рыбы.

Результаты обработки проб свидетельствуют о том, что в водоемах комплексного назначения вегетируют водоросли, относящиеся к восьми систематическим группам: синезеленым, эвгленовым, вольвоксовым, пиррофитовым, протококковым, десмидиевым, золотистым, диатомовым. В качественном отношении весной доминируют диатомовые и золотистые, в летний период — эвгленовые, вольвоксовые, в отдельных прудах — синезеленые. В тех водоемах, где выращивание рыбы поставлено на более интенсивную основу, более активно развиваются протококковые водоросли. Общее число видов планктона незначительное (7-19). В количественном отношении в исследуемых водоемах преобладают эвгленовые и вольвоксовые, отдельные представители которых, имея большую биомассу (до 700 мг/л) в питании некоторых видов рыб, особенно белого толстолобика, не играют существенной роли, так как их клетки

довольно крупние (более 50 микрон). В летний период в некоторых водоемах отмечается массовое развитие синезеленых водорослей. Однако "цветение" воды в сельскохозяйственных водоемах не является типичным. По количественным показателям другие группы водорослей: золотистые, десмидиевые, диатомовые развиваются слабо и играют в жизни водоема второстепенную роль.

Зоопланктон изученных прудов также характеризовался достаточной степенью развития. Большинство водоемов характеризовалось как вышесреднекормные. Это Золотницкий пруд (2,0-5,7 г/м³), Лукиевский (3,3-3,6 г/м³), Антоновский (3,7 г/м³), Васильевский (3,2 г/м³), Шевченковский (2,6-3,3 г/м³) и Николаевский (1,8-3,3 г/м³). В остальных прудах величина биомассы зоопланктона была от 0,6 до 2,3 г/м³. Такие пруды характеризовались как малокормные (Таромский и Новый) и среднекормные (Чаплинский и пруд колхоза "Большевик"). Максимум развития биомассы зоопланктона приходился на июнь-август.

Видовой состав зоопланктона весной, в основном, представлен коловратками и веслоногими рачками, а в летний период массового развития достигают ветвистоусые.

Наиболее высокие показатели развития зообентоса отмечаются в весенний период (до 35,1 г/м²). В это время большинство прудов относятся к категориям средне- и высококормных. В летний период вследствие выедания рыбой и ухудшения условий обитания, а также в связи с окончанием метаморфоза старших возрастных групп хирономид и вылетом комаров из водоема, а также наличием более молодых стадий с меньшими величинами биологических параметров (размер и вес) биомасса зообентоса резко снижается. В среднем за сезон наибольшее развитие донной фауны было отмечено в Золотницком пруду (1,24-10,1 г/м²), Николаевском (0,8-5,3 г/м²) и Чаплинском (0,5-3,8 г/м²). Величина биомассы зообентоса в остальных прудах находилась в пределах 0,17-1,52 г/м².

Слишком большой слой иловых отложений снижает видовое разнообразие зообентоса. Основными представителями донной фауны являются детритофаги: олигохеты, тубифициды, личинки хирономид, для которых илы или заиленная почва — предпочтительное местообитание. Причем известно, что на заиленной почве личинки у берегов концентрируются в поверхностных слоях ила, являясь доступным кормом для рыб.

Учитывая, что при выращивании рыбы в водоемах комплексного назначения возможно загрязнение воды и, следовательно, рыбы пестицидами, нитритами, нитратами, солями тяжелых металлов проводилось исследование санитарного состояния водоемов. В мышцах и внутренних органах рыб пестициды не обнаружены. В воде и грунтах ДДТ, ДДС и гептахлор также практически отсутствовали. α - и γ - изомеры гексахлорциклогексана находились в воде и грунтах в незначительных количествах (0,009 мг/л и 0,01 мг/кг соответственно), что не превышало предельно допустимых концентраций, которые соответствуют для воды 0,02 мг/л, а для грунтов — 1,0 мг/кг. Соли тяжелых металлов находились в количествах, также не превышающих ПДК: Mn — 10,4-52 мкг/л (при ПДК 100 мкг/л), Zn — 4,4-11,0 мкг/л (при ПДК 30 мкг/л), Cu — 4,1-6,5 мкг/л, Ni — 1,9-3,1 мкг/л (ПДК для этих элементов составляет 10 мкг/л).

При использовании биологических параметров (видовой состав, численность и биомасса гидробионтов, наличие видов-индикаторов) для оценки степени загрязнения водоемов установлено, что обследованные водоемы комплексного назначения относятся к малозагрязненным.

Таким образом, обобщая полученные результаты, можно сделать вывод, что гидрохимический, гидробиологический и токсикологический режимы изучаемых водоемов не являются лимитирующими факторами для эффективного выращивания рыбы. Сравнительно высокая остаточная биомасса фитопланктона (35,8-190,9 мг/л), зоопланктона (1,0-5,7 г/м³), зообентоса (1,5-10,1 г/м²) свидетельствуют о целесообразности совместного выращивания в водоемах комплексного назначения различных видов рыб.

УДК [591.524.11:627.8.064.3](285.33)(477)

В.П. Машина

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

МІКРОЗООБЕНТОС ВЕРХНЬОЇ ДІЛЯНКИ КАНІВСЬКОГО ВОДОЙМИЩА

При дослідженні стійкості водних екосистем до дії різних природних та антропогенних чинників вивчення мікрозообентосу становить особистий інтерес тому, що мікрозообентичні організми є важливою складовою частиною донних біоценозів і які відрізняються високим видовим різноманіттям та швидкою реакцією на динаміку факторів навколишнього середовища, відображають зміни екологічних умов у водоймах, а також порушень в екосистемах в цілому. Значна кількість видів мікрозообентосу реагує на

ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ВОД УКРАЇНИ. ПІСНОВОДНІ ЕКОСИСТЕМИ

забруднення та інші антропогенні чинники часто швидше макробентосу, і тому можуть служити показниками санітарного стану водойм та відображають ступінь їх забруднення [1, 2, 3, 4].

Матеріалом цього повідомлення послужили результати натурних досліджень (1996-2000 рр.) мікрозообентосу верхньої ділянки Канівського водоймища. Дослідження проводилися на обраній сітці станцій, що охоплює біотопи з широким екологічним спектром та різним ступенем антропогенного впливу.

Як показали результати проведених досліджень мікрозообентос верхньої ділянки Канівського водоймища представлений двома систематичними групами організмів: найпростішими — черепашковими корененіжками (Testacea, Rhizopoda) і вільноживучими нематодами (Nematoda). За період досліджень в складі мікрозообентосу виявлено 97 видів організмів, в тому числі черепашкових корененіжок — 69 та 28 видів вільноживучих нематод. Серед черепашкових корененіжок по багатству видів різко виділяється рід *Diffugia* — 38 видів, р. *Centropyxis* представлений 20 видами; р. *Pontiquilasia* — 5 видів. Решта родів (*Cycloruxis*, *Lesquegeusia*, *Cucurbitella*) представлені 1-3 видами кожний. Серед вільноживучих нематод рр. *Tobrillus*, *Dorylaimus*, *Monhystera* представлені 4 видами, інші роди (*Eutobrillus*, *Raritobrillus*, *Mononchus* і ін.) представлені 1-2 видами кожний.

Результати досліджень показали, що серед мікрозообентичних організмів найбільшим видовим різноманіттям (29 видів або 42% загального числа організмів) та високою щільністю (982,5 тис. екз/м²) характеризуються черепашкові корененіжки, знайдені в гирловій ділянці р. Сирець влітку 1998 року, що підтверджується найвищим показником індексу видового різноманіття Шенона ($H = 4,2$). Дослідженнями встановлено, що досить високий розвиток мікрозообентичні угруповання досягали і на «умовно» чистих ділянках, які розташовані на Трухановому острові. Це озеро Баб'є (25 видів), а також ділянка Матвіївської затоки (22 види), з досить високими індексами видового різноманіття ($H = 3,7-4,1$). На цій ділянці домінують такі види: *Diffugia oblonga oblonga*, *D. obl. acuminata*, *Tobrillus gracilis*, *Dorylaimus stagnalis*.

Видове різноманіття мікрозообентичних організмів затоки Оболонь, яка теж відноситься до «умовно» чистих ділянок, представлено 10-18 видами. На цій ділянці домінують черепашкові корененіжки: *Centropyxis discoides*, *Diffugia corona*.

Мікрозообентос «чистих» ділянок (р. Дніпро нижче Київської ГЕС та район гирла р. Десни) характеризується невисоким видовим різноманіттям (9-15 видів). Тут домінують найбільш масові види: *Diffugia amphora*, *D. corona*.

Отримані результати свідчать про те, що мікрозообентос був найбільш бідним (3 види) на «забрудненій» ділянці у самому гирлі р. Либідь ($H = 1,0$) і вже значно збільшується його розвиток (по мірі віддалення від гирла р. Либідь, приблизно на 300 м нижче по течії р. Дніпро); індекс Шенона вже дорівнює 3,9. Мікрозообентос у гирлі р. Либідь представлений тільки вільноживучими нематодами. По щільності домінують *Diplogaster rivalis* (5,7 тис.екз/м²) та *Rhabditis filiformis* (5,2 тис. екз/м²), які живуть у забруднених водоймах. Разом з тим, збільшення видового різноманіття мікрозообентосу на ділянці нижче гирла р. Либідь (10-13 видів) вказує на потенціальну можливість відновлення екосистеми при умовах значного покращення стану навколишнього середовища.

В результаті проведених досліджень визначені межі коливань чисельності, біомаси та видового різноманіття мікрозообентичних організмів різних ділянок досліджуваних водойм (табл. 1).

Таблиця 1

Межі коливань чисельності (N), біомаси (B) та видового різноманіття (H) угруповань мікрозообентосу досліджуваних ділянок у 1998 р.

Показники	Затока Вовкувата	Район р. Либідь	Оз. Баб'є, Матвіївська затока	Київський водозабір, гирло р. Десни	Затока Оболонь
N, тис. екз/м ²	10,5-982,3	1,0-93,1	9,5-673,1	3,0-467,4	11,5-148,2
B, г/м ²	0,02-0,13	0,01-0,31	0,03-0,28	0,03-0,21	0,04-0,59
Індекс (H)	2,5-4,2	1,0-3,9	2,06-4,1	1,2-3,7	1,3-3,9

Проведений аналіз виявив, що більша стійкість екологічної структури притаманна угрупованням мікрозообентосу «умовно» чистих ділянок (озеро Баб'є, Матвіївська затока), які не підлягають негативному впливу антропогенного тиску. Для них характерна стійкість мікрозообентичних угруповань до природних змін абіотичного середовища, велике видове різноманіття та високий кількісний розвиток. По мірі забруднення водойм угруповання мікрозообентосу змінюються якісно та кількісно. Збільшення рівня антропогенного забруднення (гирлова ділянка р. Либідь) веде до зпрощення екологічної структури мікрозообентичних угруповань, або до їх екологічного регресу. Число видів зменшується, знижується чисельність, зпрощується просторова структура мікрозообентосу. Розвиваються одиничні види вільноживучих нематод (*Diplogaster rivalis*, *Rhabditis filiformis*), які є найбільш стійкими до сильного забруднення водойм.

Результати проведених досліджень свідчать, що угруповання мікрозообентосу можуть бути надійним і високочутливим показником стану водних екосистем.

ЛІТЕРАТУРА

1. Викал М.М. Индикаторное значение раковинных корненожек (Rhizopoda, Testacea) в водоемах бассейна Днестра // Экология морских и пресноводных простейших. — Саласпилс, 1984. — С. 24-25.
2. Федоров В.Д. Устойчивость экологических систем и ее изменение // Биологические ресурсы Ладозского озера. — Л., 1968. — С. 4-70.
3. Цалолихин С.Я. Свободноживущие нематоды как индикаторы загрязнения вод // Методы биологического анализа пресных вод. — Л., 1976. — С. 118-122.
4. Howell R. Acute toxicity of heavy to two species of marine nematodes // Mar. Environ. Res. -1984. — Vol. 11, № 3. — P. 153-161.

УДК [595.132:627.8.064.3](285.33)(477)

В.П. Машина, Л.П. Ярмошенко

Інститут гідробіології НАН України, Київ

ТРОФІЧНА СТРУКТУРА ВІЛЬНОЖИВУЧИХ НЕМАТОД ВЕРХНЬОЇ ДІЛЯНКИ КАНІВСЬКОГО ВОДОЙМИЩА

Біотопічні відношення між різними групами та видами організмів, їх трофічні зв'язки є одною із найважливіших умов функціонування різних екосистем. Функціонування водних екосистем відбувається завдяки трансформації речовин та енергії в трофічних ланцюгах. Кількісний розвиток організмів кожного трофічного рівня залежить від багатьох факторів, одним з найважливіших — забезпечення кормом [1]. Про живлення вільноживучих нематод у науковій літературі є тільки фрагментарні дані [2, 3]. За екологічною класифікацією В.Візера [4] серед нематод прийнято виділяють ряд трофічних груп за характером будови або функціонування ротового апарату, які говорять про характер живлення нематод, а також і про спосіб їх існування.

Основу корму вільноживучих нематод складають бактерії, діатомові і синьо-зелені водорості, що розвиваються на дні водойм та детрит. Деякі нематоди хижачки [4]. При проведенні досліджень мікрозообентосу верхньої частини Канівського водоймища було проаналізовано трофічну структуру вільноживучих нематод на окремих ділянках водоймища. Так, влітку 2000 р. в гирлі р.Сирець на чорних мулах домінували представники невибираючих детритофагів і рослиноїдні нематоди, які складали 64% загальної чисельності нематод. У цей період в мікрофітобентосі було зафіксовано розвиток тільки діатомових водоростей, які були представлені бентосними крупноклітинними або колоніальними видами: *Cumatopleura solea* (Breb.) W. Sm., *Synedra ulna* (Nitzsch) Ehr. Домінував колоніальний вид *Fragilaria sp.* — 82% від загальної біомаси, яка становила 10.437г/м². Такий якісний і кількісний склад мікрофітобентосу і обумовив домінування вищевказаних груп нематод. На другому місці по щільності були вибираючі детритофаги і хижачки. В осінній період співвідношення груп дещо змінилося. Спостерігалось зменшення щільності всіх груп нематод. Домінуюче положення зайняли вибираючі детритофаги (48 %), близько до них були представники невибираючих детритофагів, на останньому місці — рослиноїдні.

В гирловій ділянці р.Либідь (донні відклади — замулені піски) співвідношення трофічних груп вільноживучих нематод значно змінилося. Зникли рослиноїдні нематоди, для яких організми мікрофітобентосу складають основний компонент кормового раціону. Мікрофітобентос гирла р. Либідь характеризується досить низькими показниками якісного та кількісного складу. Наприклад, навесні на сильно замуленому піску зареєстровано тільки *Stephanodiscus hantzschii* Grun., біомаса якого становила 0,025 г/м². Відсутність типових бентосних форм діатомових водоростей призвело до зникнення рослиноїдних нематод. Головне положення зайняли хижачки (78% від загальної чисельності нематод) з домінуючим видом — *Diplogaster rivalis*, який живе у забруднених водоймах. Значно зменшилася чисельність представників детритофагів.

Отримані результати досліджень свідчать про те, що на різних типах донних відкладів, а іноді і на одному типу ґрунту спостерігаються різні співвідношення трофічних груп вільноживучих нематод. Отже, трофічна структура споживачів в різних біотопах залежить від якісного складу і кількісного співвідношення кормових об'єктів, які там знаходяться.

Отже, розподіл кормового матеріалу — один із найважливіших факторів, який визначає розвиток мікрозообентичних організмів, зокрема вільноживучих нематод. Багато видів нематод має широкий спектр

живлення і можуть займати залежно від умов забезпечення кормовим матеріалом різне положення в трофічному ланцюгу. В свою чергу нематоди служать кормом для організмів більш високого трофічного рівня. Враховуючи високу чисельність вільноживучих нематод і велику швидкість їх розмноження можна констатувати, що вони відіграють важливу роль в енергетичних процесах водних екосистем.

ЛІТЕРАТУРА

1. Федоров В.Д., Гильманов Т.Г. Экология. М.: 1980. — 464 с.
2. Pieczynka E. Investigation on colonization of new substrates by nematodes // *Ecologia Polska*. — 1964. — Vol. 12. — S.185-234.
3. Preis K. Some problems of the ecology of bentic nematodes // *Ecologia Polska*. — 1970. — Vol. 18. — S. 225-242.
4. Wieser W. Free-living nematodes and other smaller invertebrates of Puget Sound beaches // *Univ. Washington Publ. Biol.* — 1959. — Vol. 19. — 179 p.

УДК 574. 5:581. 526. 32

В.И. Мединец¹, Т.В. Васильева¹, Е.И. Газетов¹, В.П. Герасимюк¹, М.М. Джуртубаев¹, С.Е. Дятлов¹, В.В. Заморев¹, Н.В. Ковалева¹, О.А. Ковтун¹, Ю.Н. Олейник¹, И.Д. Кичук², В.Н. Морозов³, Ю.М. Деньга⁴, Н.В. Дерезюк⁴, В.Г. Соловьев⁴, Л.Н. Полищук⁵

¹Одесский национальный университет им. И. И. Мечникова, г. Одесса; ²Областное управление водного хозяйства, г. Одесса; ³Дунайская гидрометеобсерватория Госкомгидромета Украины, г. Измаил; ⁴Украинский научный центр экологии моря Минэкологии Украины, г. Одесса; ⁵Одесский филиал Института биологии южных морей, г. Одесса

РЕЗУЛЬТАТЫ ГИДРОЭКОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ ПРИДУНАЙСКИХ ОЗЕР ВЕСНОЙ И ЛЕТОМ 2000 ГОДА

Исследовали озера Ялпуг, Кугурлуй и Кагул в апреле, а также озера Китай, Катлабух и Картал в июне-июле 2000 года при финансовой поддержке проекта ЕС-Тасис “Придунайские озера: устойчивое сохранение и восстановление естественного состояния и экосистем”.

Основной задачей исследований являлось получение информации о современном состоянии экосистем Придунайских озер для разработки стратегии и программы долговременного интегрированного экологического мониторинга экосистем озер и бассейна их водосбора. Постановка такой задачи обусловлена тем, что существующие региональные программы мониторинга ограничены узковедомственными интересами и не используют интегрированный системный подход в исследованиях состояния экосистем озер и бассейна их водосбора.

Установлено, что максимальные значения минерализации и жесткости воды исследованных озер наблюдались в озерах Китай и Катлабух летом 2000 г (1655-3350 и 1688-5587 мг/л соответственно), а минимальные в озерах Картал, Кагул и Кугурлуй (416-430, 389-428 и 369-491 мг/л соответственно). Наиболее неблагоприятная ситуация зафиксирована летом 2000 г в озерах Китай и Катлабух, в которых большинство гидрологических и гидрохимических параметров (14 из 19 в озере Катлабух, 12 из 19 в озере Китай) превышали предельно допустимые значения. Относительно благоприятная ситуация регистрировалась в озере Картал, в котором превышения предельно-допустимых значений наблюдались лишь для 4 из 19 показателей (для температуры, биохимического потребления кислорода, сульфатов и общего фосфора). Во всех исследованных озерах летом 2000 г наблюдалось снижение содержания растворенного кислорода до предельно-допустимых концентраций и увеличение скорости биохимического потребления кислорода до величин, в 4-6 раз превышающих предельно-допустимые значения.

Выявлено, что содержание общего фосфора (426-725 мг/кг) в донных отложениях всех озер оказалось в 10-15 раз выше содержания общего азота (34,8-50,2 мг/кг), что может свидетельствовать о существующих в бассейне водосбора источниках поступления фосфорных соединений в экосистемы озер. Максимальные значения концентраций органического вещества в донных отложениях, которые составляли 47,5-49,3 г/кг, зарегистрированы в озере Картал и в 1,5-1,7 превышали содержание органического вещества в донных отложениях других озер.

Показано, что значения численности и биомассы фитопланктона в апреле 2000 г в исследованных озерах находились в пределах от 67,4 до 8892 млн кл/м³ и от 45,7 до 8882 мг/м³ соответственно. Минимальная численность фитопланктона была зарегистрирована в озере Ялпуг, а максимальная в озере Кагул. Значения численности и биомассы фитопланктона в июне-июле 2000 г во всех исследованных озерах находились в пределах от 7754 до 1546955 млн кл/м³ и от 344 до 185520 мг/м³ соответственно.

Минимальная численность фитопланктона летом 2000 г регистрировалась в озере Ялпуг, а максимальная в озере Китай. Минимальная биомасса фитопланктона была зарегистрирована в о. Кагул, а максимальная — в озере Катлабух. Практически во всех озерах летом наблюдалось цветение и гиперцветение микроводорослей.

Численность и биомасса зоопланктона весной 2000 г. изменялись в широких пределах от 46838 до 730477 экз/м³ и от 60 до 558 мг/м³ соответственно. При этом наиболее развит зоопланктон был в озере Кагул, а наименее — в озере Ялпуг. Значения численности и биомассы зоопланктона летом 2000 г изменялись в широких пределах от 14706 до 13906600 экз/м³ и от 185 до 22348294 мг/м³ соответственно. Максимальная численность зоопланктона была зафиксирована в озере Китай, минимальная — в озере Ялпуг.

Выявлено, что максимальная численность и биомасса макрозообентоса наблюдалась в озере Ялпуг, а минимальная — в озере Кугурлуй. Наибольшие значения численности и биомассы мейобентоса наблюдалась в о. Китай, а наименьшие — в озере Картал. Численность и биомасса микрофитобентоса во всех озерах в период исследований изменялись довольно в незначительных пределах от 23,2 до 91,2 млн кл/м² и 0,95-1,70 г/м² соответственно.

Анализ микробиологической ситуации в Придунайских озерах летом 2000 г показал, что максимумы численности и биомассы микроорганизмов наблюдались в озерах Китай и Катлабух, а минимумы — в озере Кагул. Воды всех исследованных озер по микробиологическим показателям отнесены к IV-V классам качества и характеризовались как грязные и очень грязные воды соответственно.

По результатам ихтиологических и гистологических исследований показано, что практически у всех исследованных половозрелых особей белого толстолобика (возраст 4-6 лет) зафиксированы заметные отклонения от нормы в структуре ряда внутренних органов: печени, гонадах, жабрах. У исследованных аборигенных видов (карась серебряный) изменений подобного рода в строении органов не отмечено.

Показано, что наиболее высокие уровни содержания токсических металлов и стойких органических веществ, зафиксированы в водах озер Кагул и Кугурлуй весной 2000 г, а наиболее загрязненными являются донные отложения озер Картал и Катлабух. Выявлен факт повышенного содержания радионуклида цезия-137 в донных осадках озера Картал, которое в 10-40 раз превышает содержание этого радионуклида в донных отложениях остальных озер.

Анализируются результаты исследования интегральных показателей качества воды озер Ялпуг, Кугурлуй и Кагул (весна 2000 г) и донных отложений озер Картал, Китай и Катлабух (лето 2000 г) по результатам биотестирования. Наибольшая токсичность и мутагенность воды отмечена в озерах Ялпуг и Кагул, а для донных осадков — в озере Картал.

Приведенные результаты дают возможность сформулировать задачи дальнейшего детального исследования Придунайских озер и бассейна их водосбора для обоснования системы управления качеством водной среды и программы устойчивого сохранения и восстановления природной среды и водных экосистем в регионе.

УДК 581.526.323.3(477.7)

Г.Г. Миничева, М.Н. Косенко

Одесский филиал Института биологии южных морей НАН Украины, г. Одесса

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ И ТЕНДЕЦИИ ДОЛГОВРЕМЕННОГО ИЗМЕНЕНИЯ ПОГРУЖЕННОЙ РАСТИТЕЛЬНОСТИ О. ЯЛПУГ

Украинская часть нижнедунайского региона с дельтовой областью и системой придунайских водоемов, целиком располагается на территории Одесской области. Экологическая проблема данного региона состоит в том, что с одной стороны, здесь сосредоточены уникальные, представляющие международную ценность водно-болотные экосистемы с высоким биоразнообразием и биопродуктивностью, с другой — Одесская область, включая придунайский регион, относится к территориям чрезмерной хозяйственной нагрузки на водный потенциал. В мае 2000 года в Одесской области начал работу проект ТАСИС «Придунайские озера», основной целью которого является разработка программы менеджмента природной среды с практическими рекомендациями по устойчивому восстановлению и сохранению естественного состояния экосистем в районе Придунайских озер. Одним из модельных объектов проекта было выбрано наиболее крупное озеро Ялпуг, объемом 387,4 млн. м³, площадью водного зеркала и водосбора, равного

ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ВОД УКРАЇНИ. ПІСНОВОДНІ ЕКОСИСТЕМИ

соответственно: 149 и 4300 (км²). В августе 2000 года в рамках проекта ТАСИС было проведено обследование погруженной растительности о. Ялпуг, с целью оценки современного состояния и выяснения тенденции долговременного изменения структурно-функциональной организации сообществ макрофитов.

При исследовании погруженной растительности о. Ялпуг наряду с классическими показателями (видовой состав, распределение, биомасса, запасы) использовались методы морфофункционального анализа водной растительности. Для цветковых макрофитов и водорослей, рассчитывались коэффициенты удельной поверхности популяций (S/W) и индексы поверхности фитоценоза (ИПФ) [5].

Современный профиль видового распределения погруженной растительности о. Ялпуг выглядит следующим образом. В горизонте до 0,5 м развивается группировка *Potamogeton pectinatus* с сильно развитой эпифитной синузией зеленых нитчатых водорослей в которой доминирует — *Rhizoclonium hieroglyphicum*. Функциональная активность зеленых нитчатых водорослей на два порядка выше по сравнению с рдестом. В связи с этим в данном горизонте фиксируются максимальные значения ИПФ, которые на отдельных участках могут достигать более 1000 м² фотосинтезирующей поверхности, приходящейся на 1 м² дна. В этом горизонте наблюдается максимальная активность флористического состава погруженной растительности, показатели средних величин S/W видового состава смеси зеленых нитчатых и сине-зеленых водорослей, составляют до 500 м².кг⁻¹. На мелководье в сообщества рдеста, местами также включается *Ceratophyllum demersum*.

В горизонте 0,5-1,5 м на протяжении всего юго-восточного берега были зафиксированы практически моно доминантные заросли *Myriophyllum spicatum*. В период обследования уруть колосистая занимала обширные массивы с проективным покрытием 100 % в полосах зарастания шириной до полукилометра, со средней биомассой 10 кг.м⁻² и максимально зафиксированной — 50 кг.м⁻². Этот факт заслуживает особого внимания, так как на протяжении последних 50-ти

лет ни одним из исследователей водной растительности о. Ялпуга уруть не была отмечена в качестве массового вида [1 — 4]. На основании этого можно заключить о зафиксированной в 2000 году «вспышке» развития в о. Ялпуг урути колосистой. С 1,5 метровой глубины в моноценозные заросли урути начинает включаться группировка *Potamogeton perfoliatus* + *Vallisneria spiralis*. На глубине около двух метров была встречена *Chara fragilis*. Этот факт заслуживает внимания, так как харовые водоросли, являются индикаторами благополучной экологической обстановки. Однако в 90-х годах было отмечено исчезновение из видового состава о. Ялпуг элодеи канадской и харовых водорослей [3].

Основной особенностью временной динамика зарастания о. Ялпуг за последний полувековой период, явилось резкое сокращение в 60-х годах в 5 раз площадей занимаемых погруженной растительностью и уменьшение 2,5 раза биомассы макрофитов, связанное со вселением в водоем растительного акклиматизанта — белого амура. В 80-х годах площади занимаемые макрофитами практически восстановились, а общие запасы возросли в 2,3 раза. В 90-е годы продолжилось расширение площадей занимаемых погруженной растительностью, а также увеличение общей биомассы. За 30-летний период с 60-х до 90-х годов показатели развития макрофитов в о. Ялпуг увеличились в 6-7 раз. Однако, наибольший интерес представляет факт аналогичного увеличения (в 6-7 раз) показателей развития макрофитов за последний 10-летний период, с 90-х годов до настоящего времени. Это означает, что в настоящее время скорость данного процесса увеличилась примерно в 3 раза по сравнению с предыдущими десятилетиями.

Таблица

Временная динамика изменения показателей зарастания о. Ялпуг погруженной растительностью

Показатели	50-е годы	60-е годы	80-е годы	90-е годы	Август 2000 г.
Площадь зарастания (км ²)	31,6	5,0	32,2	34,2	≅ 50
Зарастание от общей площади (%)	23,6	4,5	22,1	24,0	≅ 30-40
Запасы, сухой вес (т)	2876	1189	6679	7883	≅ 50 000
Биомасса, сухой вес (кг.м ⁻²)	*0,09	*0,237	*0,207	*0,226	≅ 1,104
Источник информации	[2]	[4]	[3]	[1]	Собств. данные

* — величины, рассчитанные на основании литературных данных.

ЛИТЕРАТУРА

1. Дяченко Т.М. Формування вищої водної рослинності дунайської гірлової області за сучасних екологічних умов: Автореф... канд. біол. наук. — Київ, 1995. — 23 с.
2. Зеров К.К. Водная растительность Килийской дельты Дуная // Тр. Ин-та гидробиол. АН УССР. — 1961. — № 36. — С. 37-48.
3. Клоков В.М., Дьяченко Т.Н. Высшая водная растительность. В кн: Гидроэкология украинского участка Дуная и сопредельных водоемов. — Киев.: Наук. думка, 1993. — С. 41-77.
4. Корелякова И.Л. Количественная характеристика растительности придунайских водоемов // Гидробиол. журн. — 1967. — Т. 3, № 1. — С. 3-10.

УДК 581.526.325 (262.5)

Д.А. Нестерова

Одесский филиал Института биологии южных морей НАН Украины, г. Одесса

ФИТОПЛАНКТОН ГРИГОРЬЕВСКОГО ЛИМАНА И СОПРЕДЕЛЬНОЙ ЧАСТИ ЧЕРНОГО МОРЯ В СОВРЕМЕННЫХ УСЛОВИЯХ

Григорьевский (Малый Аджалыкский) лиман, отделенный от северо-западной части Черного моря пересыпью, входит в Днестровско-Днепровскую группу лиманов. В 70-х годах при строительстве морского порта лиман соединился с морем и превратился в морской залив с максимальной глубиной 17 м. Лиман находится под влиянием вод северо-западной части Черного моря и пресноводного стока Днепро-Бугского лимана, влияющих на структуру и интенсивность развития фитопланктона. Сведения о его развитии в лимане в литературе не найдены. Фитопланктон лимана и в сравнительных целях сопредельной с ним части Черного моря (в дальнейшем море) изучали в разные сезоны 1992-1997 гг.

За исследованный период в лимане и в море найдено 219 видов и внутривидовых таксонов водорослей из шести отделов фитопланктона. По числу видов доминировали диатомовые (36 %) и перидиниевые (31 %) водоросли, зеленых (13,6 %), синезеленых (9,1 %), золотистых (8,6 %) и эвгленовых (1,7 %) найдено меньше. В планктоне постоянно встречались диатомовые *Skeletonema costatum*, *Cylindrotheca closterium*, *Cyclotella caspia*, перидиниевые *Heterocapsa triquetra*, *Scropsiella trochoidea*, а также гетеротрофные виды — *Hillea fusiformis* и *Diplosalis lenticula*, что свидетельствуют о значительных концентрациях органического вещества, как в водах лимана, так и моря. Среди пресноводных видов следует отметить синезеленую *Oscillatoria kisselevi* и зеленую *Scenedesmus quadericauda*. К числу редко встречающихся видов относятся представители родов *Melosira* и *Navicula*, характерные для микрофитобентоса и обрастаний.

Несмотря на то, что в разные периоды наблюдений видовое разнообразие фитопланктона изменялось, выявлены некоторые закономерности его формирования. Видовое разнообразие увеличивалось весной (индекс Маргалефа $D_t = 11,5$) и осенью ($D_t = 12,8$), когда в планктоне вместе с диатомовыми и перидиниевыми водорослями в обилии встречались пресноводные синезеленые и зеленые, поступающие в море в периоды половодья. Значительные его изменения отмечены в летние месяцы. Так, в августе 1994 г. D_t равнялось 5,5, а в том же месяце 1995 г. D_t возросло до 10,9. Зимой видовое разнообразие уменьшалось ($D_t = 8,1$).

Распределение количества фитопланктона по акватории лимана изменялось в зависимости от времени года. В зимние месяцы его численность, распределяясь на большей части лимана равномерно, образовывала незначительные концентрации в вершинной его части, где происходило “цветение” воды, сформированное эвгленовой *Eutreptia lanovii*, и у устья за счет вспышки развития диатомовыми. Биомасса постепенно сокращалась от вершины лимана к устью. Гетерогенность пространственного распределения фитопланктона, вызванная неравномерностью вспышек развития отдельных видов, возрастала в весенние и летние месяцы. Весной минимальные величины численности и биомассы регистрировались в прибрежье лимана и в его вершинной части. На остальной акватории количество фитопланктона уменьшалось от середины лимана к устью. Летом пятна повышенной численности и биомассы могли наблюдаться как в вершинной части лимана, так и у устья. Осенью фитопланктона по акватории лимана распределялся почти равномерно.

Аналогичным образом менялось вертикальное распределение фитопланктона лимана. Осенью и зимой фитопланктон по вертикали распределялся равномерно. Весной его повышенная численность отмечалась у поверхности, а биомасса распределялась равномерно. В летние месяцы, наоборот, биомасса концентрировалась у поверхности, а численность распределялась равномерно.

В годовой динамике фитопланктона Григорьевского лимана наблюдалась моноцикличность. Максимум численности формировался весной во время вспышки развития диатомовых водорослей (*Skeletonema costatum*), достигавших уровня “цветения” воды и составлявших 90,2 % его суммарной численности. Иногда в лимане вместе с диатомовыми интенсивно развивались перидиниевые и кокколитофориды. Так, в мае 1995 г. на долю кокколитофорид приходилось 30 % численности

фитопланктона. В летні місяці, коли численність незначительно зменшувалась, зменшувалась роль діатомових (87,4 %) і зростало значення перидинієвих і прісноводного комплексу видів. Від літа до осені відбувалося подальше зменшення його численності, і відслідковувалась сукцесія домінуючих відділів: знизився внесок діатомових (76,9 %) в її формування і збільшився внесок кокколитофорид (90 %). Найменша численність відзначена взимку, коли в планктоні панували перидинієві (25,2 %) і евгленові (53,6 %) водорості.

Біомаса фітопланктона лимана послідовно збільшувалась від зими до літа, коли реєструвався її максимум, і знову зменшувалась восени. В весняні і літні місяці її основою (77 %) були діатомові. Разом з тим в окремі періоди спостережень, як це відбувалося в березні 1993 г. і в липні 1994 г., внесок діатомових в її формування знизився (22 %) і збільшилась роль перидинієвих (66,9 %). Восени домінували діатомові, а взимку — діатомові і евгленові. Сезонна динаміка фітопланктона в морі, повторюючи хід його змін в лимані, мала свої особливості. В морі декілька зменшувалась роль діатомових в формуванні його загальної кількості і зростала перидинієвих і кокколитофорид.

В річному циклі разом з змінами видового різноманіття і кількості фітопланктона змінювався середній об'єм клітин водоростей. Взимку в планктоні домінували мелкоклітинні види ($V = 8400$ мкм³). Зміна домінуючих видів, що відбулась від весни до літа, супроводжувалась збільшенням середнього об'єму клітин ($V = 28000$ мкм³). Восени в планктоні знову посилювалось домінування мелкоклітинних видів ($V = 11000$ мкм³). В морі зміни середнього об'єму клітин впродовж року відбувались інакше, ніж в лимані. Зменшення клітинного об'єму (11600 мкм³) відбувалось взимку і влітку, а збільшення (92000 мкм³) — влітку і особливо восени. Порівняння отриманих даних показало, що в частково ізолюваному від моря лимані домінували мелкоклітинні види.

В Григор'євському лимані відзначені значущі річні коливання численності (741-3903 млн кл.м³) і біомаси (2,5-34,6 г.м³) фітопланктона. Зменшення численності відбувалось в 1993 г. і в 1995 г., в інші роки її величина майже не змінювалась. Найменші значення біомаси, так само як і численності, були в 1993 г., а найбільші — в 1994 г. в період «цвітіння» *Cerataulina pelagica*. Від 1995 г. до 1997 г. відзначено поступове її зменшення. Річні зміни численності (882-4667 млн кл.м³) і біомаси (0,9-30,9 г.м³) в морі майже не відрізнялись від таких в лимані.

Використовуючи Р/В коефіцієнт рівний 300, розраховано запас фітопланктона Григор'євського лимана і прилеглої частини Чорного моря в 1992-1997 гг., який склав 2 кг.м³ і 1,7 кг.м³, відповідно. Отже, інтенсивність розвитку фітопланктона в лимані була вищою, ніж в морі, особливо в весняні і осінні місяці.

УДК 593.195:592-1524.1

М.О. Овчаренко

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

ВИВЧЕННЯ УЛЬТРАСТРУКТУРИ МІКРОСПОРИДІЙ ВОДЯНИХ БЕЗХРЕБЕТНИХ ФАУНИ УКРАЇНИ ТА ПОЛЬЩІ

Мікроспори́дії (*Protista, Microspora*) належать до найдрібніших за розмірами найпростіших. Ця велика убіквітна група облигатних внутрішньоклітинних паразитів становить собою одне з найдавніших відгалужень філогенетичного дерева еукаріот. Мікроспори́дії виявились потенційно найбільш придатними для цілей біологічного контролю. Вказані паразити мають виключно важливе значення у рибництві, ветеринарії та медицині. Мікроспори́діози людини тісно пов'язані зі станом імунної системи, і найчастіше реєструються у пацієнтів, хворих на СНІД [4]. Важливим аспектом епізоотології мікроспори́діозів є широка гостральна специфічність деяких мікроспори́дій. Так, мікроспори́дія *Nosema algerae* може інвазувати не тільки личинок комарів з роду *Anopheles*, а також безхребетних, що належать до інших філогенетично віддалених рядів членистоногих. Цього паразита вдалось також культивувати на лабораторних культурах клітин ссавців та людини [6]. Вказане вище не виключає можливості розглядати заселену водними безхребетними водойму як потенційне вогнище мікроспори́діозу не тільки водних хазяїв, але й наземних, включаючи хребетних.

Головними цілями проведених нами досліджень було вивчення ультраструктури мікроспори́дій та визначення їх сучасного систематичного положення. Іншими важливими на наш погляд завданнями було

дослідження особливостей цитопатології при мікроспоридіозах та гіпотетичного зв'язку між морфологією та ультраструктурою паразитів і деякими абіотичними факторами зовнішнього середовища.

До наших досліджень мікроспоридії водяних безхребетних фауни Польщі були практично невивченими. Три види вказаних паразитів було зареєстровано у водяних клопів *Nepa cinerea* у північно-західному регіоні цієї країни [5]. В Україні протягом останнього десятиліття досить інтенсивно досліджувалась фауна мікроспоридій кровосисних двокрилих сімейств Culicidae та Simuliidae, проте мікроспоридії інших груп гідробіонтів до наших досліджень залишалися практично невивченими. За час попередніх досліджень, проведених на території України у 1982—1986 роках нами було зареєстровано та описано на рівні світлової мікроскопії дванадцять видів мікроспоридій з водяних ракоподібних та три види з личинок дзвінців [3].

Матеріалом для досліджень ультраструктури стали шістнадцять видів мікроспоридій з клітин різноманітних органів ракоподібних та личинок двокрилих, яких було зібрано у 1986—1998 роках на водоймах басейну Дніпра та північно-східної частини Польщі. Чотири види мікроспоридій приналежних до родів *Bervaldia*, *Larssonia*, *Agglomerata* і групи *Microsporidium* було зареєстровано у гіллястовусих з сімейства Daphniidae. Серед них — *Berwaldia singularis*, раніше була відома для водойм Швеції, а представники родів *Larssonia* і *Agglomerata* виявилися новими для науки [2, 8]. Два види мікроспоридій, що паразитують у бокоплавів сімейства *Gammaridae*, виявилися новими представниками родів *Gurleya* і *Nosema*. [1, 10]. Уперше вдалось дослідити особливості ультратонкої будови спор мікроспоридій з роду *Cougourdella*, що паразитують у циклопових ракоподібних [9]. Уперше в Європі *Eucyclops serrulatus* був відмічений нами як потенційний проміжний хазяїн мікроспоридій з роду *Ambyospora* [8]. Вивчено ультраструктуру та життєві цикли семи видів мікроспоридій з родів *Helmichia*, *Issia*, *Nosema*, та групи *Microsporidium*, що паразитують у клітинах жирового тіла личинок дзвінців сімейства Chironomidae. Усі досліджені види мікроспоридій уперше зареєстровано у фауні Польщі та України.

Встановлено, що ранні стадії розвитку мікроспоридій не викликають будь-яких видимих на рівні електронної мікроскопії цитопатологічних змін в ультраструктурі цитоплазми інвазованої клітини. Характер взаємовідношень у системі «паразит — клітина-хазяїн» різко змінювалось на користь паразита при його переході до фази спорогонії. У залежності від систематичного положення мікроспоридій зареєстровано редукцію ендоплазматичної сітки, гіпертрофію ядра, лізис клітинної мембрани та утворення синцитієвидних структур. Деякі види мікроспоридій розвивались усередині паразитофорної вакуолі.

Зареєстровано два види мікроспоридій з аномальною ультраструктурою апарату інвазії. Мікроспоридій з сімейства Unikaryonidae з аномальною структурою полярного філаменту було зареєстровано у липні 1990 року в клітинах мальпігієвих судин личинок *Cricotopus silvestris*. Матеріал було зібрано у заплавної водоймі зони відчуження Чорнобильської атомної електростанції з рівнем забруднень Si^{90} черепашок двостулкових моллюсків більш ніж 1.5 kBk/kg. У личинок *Microtendipes pedellus*, зібраних у забрудненій органікою водоймі, розміщеній на території ферми оленів у Вармінсько-Мазурському воєводстві Польщі, зареєстровано мікроспоридій, що формували макроспори з подвійним набором головних частин полярних філаментів. Обидва випадки тератологічних змін було пов'язано з впливом забруднень на процеси спорогонії паразитів [7].

ЛІТЕРАТУРА

1. Овчаренко Н. А., Вита И. Новые данные о микроспоридии *Nosema dikerogammari* // Паразитология. — 1996. — Т. 30. — С. 333-335.
2. Овчаренко Н. А., Вита И. Эколого-паразитологическая характеристика водоемов биологической станции "Косево-Гурне" // Тези доповідей Другого з'їзду гідроекологічного товариства України. — Київ, 1997. — Т. 1. — С. 79-81.
3. Овчаренко Н. А., Килочицкий П. Я., Пушкарь Е. Ю. Микроспоридии и микроспоридиозы гидробионтов Украины (состояние изученности, практическое значение, перспективы) // Паразиты и другие симбионты водных беспозвоночных и рыб. — Киев: Наукова думка, 1987. — С. 67-87.
4. Cali A. General microsporidian features and recent findings on AIDS isolates // Journal of Protozoology. — 1991. — Vol. 38. — P. 625-630.
5. Lipa J. J. Miscellaneous Observations on Protozoan Infections of *Nepa cinerea* Linnaeus Including Descriptions of Two Previously Unknown Species of Microsporidia, *Nosema bialovesianae* sp.n. and *Thelohania nepae* sp.n // Journal of Invertebrate Pathology. — 1966. — Vol. 8. — P. 158-166.
6. Moura H. A., da Silva J. L., Moura. N. S., Schwartz D. A., Leitch G., Wallase S., Pieniazek N. J., Wirtz R. A., Visvesvara G.S. Characterisation of *Nosema algerae* Isolates after Continuous Cultivation in Mammalia Cells at 37°C // Journal of Eukaryotic Microbiology. — 1999. — Vol. 46. — P. 14.
7. Ovcharenko M., Molloy D., Wita I. Unusual Polar Filament Structure in Two Microsporidia from Water Reservoirs with Radionuclide and Organic Pollution // Bull. Polish Acad. Sci., Biological Sciences. — 1998. — Vol. 46, N.1. — P. 47-50.
8. Ovcharenko M., Wita I. Microsporidian Parasites of Aquatic Invertebrates in Poland. Preliminary Record // Wiadomości Parazytologiczne. — 1998. — Vol. 44, № 3. — P. 483.
9. Ovcharenko M., Wita I. Notes on the ultrastructure of the *Cougourdella* sp. (Microspora, Cougourdellidae) a parasite of *Ectocyclops plaheratus* (Crustacea, Cyclopidae) // Acta parasitologica. — 2001. — Vol. 46, № 1. — P. 45-48.

УДК [591.524.12:627.8.064.3](285.33)(477)

О.В. Пашкова

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

БІОТОПІЧНЕ РІЗНОМАНІТТЯ ЗООПЛАНКТОНУ ВЕРХНЬОЇ ЧАСТИНИ КАНІВСЬКОГО ВОДОЙМИЩА

Основою для формування і функціонування біоценозів в водоймах є вся сукупність абіотичних і біотичних факторів водної екосистеми. До таких чинників належать характеристики ландшафту, що визначаються географічною широтою, характеристики самої водойми — морфометрія, гідрологічний та гідрохімічний режим, що визначають її лімнологічний тип, характер заростання вищою водяною рослинністю, розвиток планкто-, бенто- та іхтіоценозів. В останні десятиріччя надзвичайно велику роль в житті і функціонуванні водних біоценозів стали відігравати, поруч з природними, антропогенні фактори.

В результаті сукцесійних процесів в екосистемі розвиваються рослинні і тваринні спільноти, між якими і оточуючим середовищем встановлюється і підтримується гармонія, інакше кажучи, утворюються типові, пристосовані і приурочені до певних біотопів ценози — формується біотопічне різноманіття кожного конкретного компоненту біоти.

Угруповання зоопланктону, «рухливого в рухливому», зазнають суттєвих просторових переміщень і часових перебудов в силу рухливості як самих зоопланктонів, так і оточуючих водних мас, евритопності і еврибіонтності багатьох видів та відсутності у них в зв'язку з цим чіткої приуроченості до певного місцеперебування, короткого життєвого циклу та великої швидкості розмноження зоопланктонів. Ця динамічність зоопланктону затушовує і замасковує структуру його угруповань і ускладнює їх виявлення [3].

На акваторії верхньої частини Канівського водоймища влітку 1997-1999 рр. було досліджено ряд місцеперебувань для вивчення приурочених до них зоопланктонних угруповань: руслову ділянку водосховища (від Київського водозабору до району гирла р. Либідь), зарослу затоку (Вовкувату в гирлі Сирецького ручая), а також ізольовану заплаву водойму (Бабине озеро).

На русловій ділянці з великими глибинами і достатньо швидкою течією утворилась зоопланктонна спільнота з найменшим серед всіх біотопів ступенем видового багатства — кількість видів на одній станції варіювала від 20 до 44. Видами-домінантами були пелагічні *Asplanchna priodonta*, *A. ziboldi*, *Brachionus calyciflorus*, *B. angularis*, *Diaphanosoma brachyurum*, *Daphnia longispina*, *D. cucullata*, *Bosmina longirostris*, *B. coregoni*, *Corniger maeoticus*, *Acanthocyclops vernalis*, *Heterocope caspia* та прибережно-фітофільні *Euchlanis dilatata*, *Scapholeberis mucronata*. Характерною рисою якісної структури зоопланктону руслової ділянки було те, що найбільшу частку в фауністичному спектрі спільноти в цілому — процентному співвідношенні за кількістю видів основних систематичних груп — склали *Rotatoria* (табл.1). Специфічною рисою було також істотне переважання представників пелагічної групи в екологічному спектрі домінуючого комплексу видів — процентному співвідношенні за кількістю видів екологічних груп (табл.2). Про відмінність видового складу цього ценозу говорять також невеликі значення індексу Жаккара ($J = 31-39$).

Таблиця 1

Фауністичні спектри за кількістю видів зоопланктоценозів на різних біотопах верхньої частини Канівського водоймища влітку 1997-1999 рр., %

Біотоп	Rotatoria	Cladocera	Copepoda
Руслова ділянка	40	35	20
Заросла затока	35	45	20
Заплава водойма	50	30	20

Рівень кількісного розвитку зоопланктонного угруповання на русловій ділянці також був найнижчим серед всіх біотопів — загальні чисельність і біомаса на одній станції коливались в дуже широких межах — від 47 до 432 тис. екз./м³ і від 0,4 до 11,0 г/м³. Серед основних систематичних груп тут не було постійного домінанта — в перший рік домінували *Copepoda*, в другий — *Rotatoria*, в третій — *Cladocera*. Видове різноманіття цього угруповання було дуже несталим — індекс Шеннона змінювався в межах 0,74-3,41. Як бачимо, зоопланктоценоз руслової ділянки за якісним складом, екологічною структурою та кількісним розвитком являє собою типовий пелагічний зоопланктон дніпровських водосховищ [1].

Екологічні спектри за кількістю видів домінуючих комплексів зоопланктоценозів на різних біотопах верхньої частини Канівського водоймища влітку 1997-1999 рр., %

Біотоп	Пелагічна група	Прибережно-фітофільна група	Придонно-фітофільна група
Руслова ділянка	86	14	0
Заросла затока	9	73	18
Заплавна водойма	91	9	0

В мілководній затоці, зарослій зануреною вищою водяною рослинністю (рдесники, кушір) та рослинністю з плаваючим листям (латаття), сформувалась найбагатша в якісному відношенні зоопланктонна спільнота — кількість видів на одній станції варіювала від 44 до 50. Домінували прибережно-фітофільні *Sida crystallina*, *Simoccephalus vetulus*, *Eurycercus lamellatus*, *Acroperus harpae*, *Pegacantha truncata* та придонно-фітофільний *Eucyclops serrulatus*. Характерними рисами зоопланктону зарослої ділянки було те, що в фауністичному спектрі спільноти в цілому переважали Cladocera, а в екологічному спектрі домінуючого комплексу видів — представники прибережно-фітофільної групи (див.табл.1, 2). Цей ценоз характеризувався дуже великою відмінністю видового складу ($J = 20-25$).

Зоопланктонне угруповання зарослої затоки було найчисленнішим також і в кількісному відношенні — загальні чисельність і біомаса на одній станції коливались від 448 до 557 тис.екз./м³ та від 12,9 до 22,3 г/м³. Серед основних систематичних груп Протягом всього періоду досліджень тут домінували кладоцери. Видове різноманіття цього угруповання було постійно високим — індекс Шеннона становив 3,31-3,61. Як бачимо, зоопланктоценоз зарослої затоки за якісним складом, екологічною структурою та кількісним розвитком являє собою типовий фітофільний зоопланктон дніпровських водосховищ [2].

В заплавній водоймі з середніми глибинами і повною відсутністю течії розвинувся якісно багатий зоопланктон — кількість видів на одній станції складала від 30 до 50 видів. Тут домінували пелагічні *Synchaeta* sp., *A.priodonta*, *B.longirostris*, *A.vernalis*, *Mesocyclops leuckarti* та молодь веслоногих ракоподібних. Свого найбільшого фауністичного розвитку в цьому місцеперебуванні досягали коловертки. Дуже значну частку екологічного спектру складали представники пелагічної групи, що для типової заплавної водойми досить несподівано, бо незважаючи на близькість берегів і зарослих водяними рослинами прибережних мілководь, зоопланктон не мав рис «прибережності» і «фітофільності». Ценоз цього місцеперебування характеризувався значною відмінністю видового складу ($J = 38-40$).

Загальні чисельність і біомаса зоопланктону заплавної водойми на одній станції складали 1298-1804 тис.екз./м³ і 7,2-10,2 г/м³. Серед основних таксономічних груп в перший рік тут домінували коловертки, в другий — веслоногі ракоподібні. Видове різноманіття угруповання було невисоким — індекс Шеннона становив 1,90-2,37.

ЛІТЕРАТУРА

1. Гусынская С.Л. Пелагический зоопланктон // Беспозвоночные и рыбы Днепра и его водохранилищ. — Киев: Наук.думка, 1989. — С. 21-44.
2. Зимбалевская Л.Н. Литоральный зоопланктон // Беспозвоночные и рыбы Днепра и его водохранилищ. — Киев: Наук.думка, 1989. — С. 5-21.
3. Підгайко М.І. Зоопланктоценозы водоемов различных почвенно-климатических зон // Зооценозы озер и прудов Западных, Центральных и Южных областей РСФСР: Изв.ГосНИОРХ. — 1978. —Т. 135. — С. 3-109.

УДК 574.583: 574.587 (26)

Ю.В. Пилипенко, Л.В. Борткевич, Г.П. Краснощок

Херсонський державний аграрний університет, г. Херсон

ТРОФНІСТЬ МАЛИХ ВОДОСХОВИЩ СТЕПОВОЇ ЗОНИ УКРАЇНИ

Для Степу України характерні в основному солонуватоводні водойми. Дослідження в період 80-90-х років на 24 малих водосховищах показали астатичність солоності та іонного складу вод. Так, мінералізація коливалася в різних водоймах від 282 до 6510 мг/л. При збільшенні концентрації розчинених у воді солей в деяких водоймах змінювалося співвідношення іонів. У зв'язку з цим можливий перехід Протягом сезону у групах і типах солоності в межах класу індекса за О. О. Альокінім. Загальновідомо, що підвищення мінералізації води визначає зміну фауни прісноводної на солонуватоводну. Процес формування

ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ВОД УКРАЇНИ. ПІСНОВОДНІ ЕКОСИСТЕМИ

фітопланктону малих водосховищ відбувається за рахунок водоростей материнської та водопостачальних водойм. Їх альгофлора зазнала істотних змін під впливом специфічних умов гідрологічного режиму, гідохімічних властивостей, цілеспрямованої діяльності основного водокористувача, антропогенного забруднення та рибогосподарської експлуатації.

Рівень евтрофікації малих водосховищ, який визначається за середньосезонною виличиною біомаси фітопланктону, дає можливість згрупувати їх у п'ять класів, де найбільш чисельними є підвищений клас трофності (табл. 1). Він включає в себе приблизно половину малих водосховищ, в тому числі й ті водойми, де застосовується напівінтенсивні форми вирощування товарної риби.

Таблиця 1

Класифікація малих водосховищ за рівнем розвитку фітопланктону

КЛАСИ ТРОФНОСТІ				
Низький (1,5-3,0 г/м ³)	Середній (6-12 г/м ³)	Підвищений (12-24 г/м ³)	Високий (24-48 г/м ³)	Дуже високий (вище 48 г/м ³)
Технічне водоймище Титанового заводу	Барабойське Явкинське Софіївське Маринівське Технічне водоймище Содового заводу	Засільське Васіяцьке Водяно-Ларинське Данилівське Катеринівське Майорівське Кузнецовське Сланівське Кам'янське оз. Кругле	Нечаянське Біляївське Чорна долина Зелений під "12 років Жовтня"	Хаджидерське Покровське

Високий та дуже високий рівні трофності властиві малим водосховищам з інтенсивною формою рибиництва (Хаджидерське) та забрудненим органічними стоками тваринницьких ферм (Покровське). Цих показників вони досягли за рахунок надмірного розвитку в основному синьо-зелених водоростей, біомаса яких перевищує іноді 300 г/м³.

Якісний аналіз зоопланктону виявив бідність його видового складу у всіх малих водосховищах. Визначені види гідробіонтів відносяться до трьох таксонометричних груп: Rotatoria, Copepoda, Cladocera.

Результати досліджень дали можливість одержати середньосезонні показники біомас зоопланктону малих водосховищ, що дозволило розподілити їх на чотири трофічні класи (табл. 2). Більшість водойм належить до середнього та підвищеного класів трофності.

Таблиця 2

Класифікація малих водосховищ за рівнем розвитку зоопланктону

КЛАСИ ТРОФНОСТІ			
Помірний (1- 2 г/м ³)	Середній (2 — 4 г/м ³)	Підвищений (4 — 8 г/м ³)	Високий (8 — 16 г/м ³)
Хаджидерське Біляївське Барабойське Технічне водоймище	Данилівське Васіяцьке Водяно-Ларинське Маринівське Чорна долина Технічне водоймище Содового заводу	Явкинське Софіївське Катеринівське Майорівське Кузнецовське Нечаянське оз. Кругле	Кам'янське Єланецьке Зелений під "12 років Жовтня"

Біоценози зообентосу в малих водосховищах формувалися під дією специфічних гідрологічних та гідохімічних умов, а також залежали від обсягу рибогосподарського освоєння водойм. Серед донної фауни домінували личинки хірономід. Субдомінантними формами були малощетинкові черви. В деяких водосховищах масового розвитку досягли двостулкові молюски роду *Dreissena*.

За середньосезонними показниками розвитку біомаси зообентосу малі водосховища були розподілені по семи трофічних класах (табл. 3).

Більшість із виявлених водосховищ за розвитком донної фауни відносяться до класів нижче середнього. Проведений аналіз якісного складу та рівня розвитку біомаси гідробіонтів показав, що переважна більшість досліджених малих водосховищ високоевтрофована та має резерви природних кормових ресурсів, що не використовується представниками аборигенної іхтіофауни. Вони найбільш сприйнятливі до впливу інтенсифікаційних заходів й тому перспективні для підвищення природної рибопродуктивності.

Спрямоване регулювання складу іхтіоценозів водойм шляхом щорічної інтродукції відповідних високопродуктивних споживачів природної кормової бази та оптимізації умов відтворення цінних промислових аборигенних видів спроможні забезпечити значне збільшення виходу рибопродукції з малих водосховищ Степової зони України.

Класифікація малих водосховищ за рівнем розвитку зообентосу

КЛАСИ ТРОФНОСТІ						
Дуже низький ($< 1,3 \text{ г/м}^2$)	Низький ($1,3 — 2,5 \text{ г/м}^2$)	Помірний ($2,5 — 5 \text{ г/м}^2$)	Середній ($5 — 10 \text{ г/м}^2$)	Підвищений ($10 — 20 \text{ г/м}^2$)	Високий ($20 — 40 \text{ г/м}^2$)	Дуже високий (більше 40 г/м^2)
Маринівський Данилівський Катеринівський Хаджидерський Зелений під Чорна долина Біляївське	Кузнецовське Софіївське Нечаянське Кам'янське	Майорівське Водяно- Ларинське “12 років Жовтня” оз.Кругле	Явкинське Васятське Технічне водоймище Содового заводу	Барабойське	Єланецьке Технічне водоймище Титанового заводу	Засільське

УДК [591.524.11:574.63](285.33)

Ю.В. Плигин, С.Ф. Матчинская

Институт гидробиологии НАН Украины, г. Киев

СУКЦЕССИИ СООБЩЕСТВ МАКРОЗООБЕНТОСА ВОДОХРАНИЛИЩА ПОД ВЛИЯНИЕМ ПРИРОДНЫХ И АНТРОПОГЕННЫХ ФАКТОРОВ

Среди многочисленных толкований понятия экологической сукцессии, по нашему мнению, наиболее полно охватывает сущность этого процесса объяснение, данное Ю.Одумом [1] и четко сформулированное Н.Ф.Реймерсом и А.В.Яблоковым [2]: сукцессия — это последовательная смена биоценозов, преемственно возникающих на одной и той же территории в результате влияния природных факторов (в том числе внутренних противоречий развития самих биоценозов) или воздействия человека. Эти авторы выделяют сукцессионные процессы с превалированием определенного фактора, которые завершаются соответствующим климаксовым режимом: катастрофическую сукцессию, климатическую, эдафическую, антропогенную и т.д. Особо выделяется циклическая сукцессия — условно обратимые изменения в сообществах под влиянием факторов циклического характера (климатических, гидрологических, сезонных). Такая типизация сукцессионных смен объективно показывает и движущие силы этих преобразований.

Исследования сукцессии сообществ макрозообентоса верхнего речного участка Каневского водохранилища, характеризующегося разнообразием эдафических и гидрологических характеристик биотопов, выявили значительную ценоцическую дифференциацию бентоса. Анализ видового сходства ценозов (по Серенсену) позволил выделить богатые по качественному составу и обилию ценозы группы «*Dreissena bugensis*», приуроченные к проточным биотопам с илисто — песчаными грунтами и чрезвычайно бедный ценоз «*Limnodrilus hoffmeisteri*», с аналогичными природными абиотическими характеристиками, но находящийся под воздействием загрязненных стоков р.Лыбидь. Последний, согласно концепции поливариантности экологической сукцессии, можно отнести к категории дисклимаксового или антропогенно субклимаксового [1].

Специфические ценозы формируются по типу эдафического климакса в заливах (Матвеевском, Волковатом) и в изолированных пойменных водоемах (оз.Бабье). По данным натурных исследований установлено, что в Оболонском заливе Каневского водохранилища на биотопе песчанистого ила с ракушей дрейссены существует ценоз «*Dreissena bugensis*». Состав этой группировки позволяет отнести водные массы этого участка к категории «слабо загрязненных». В устьевой зоне р.Лыбидь в аналогичных эдафических условиях, но с большей проточностью, распространен ценоз «*Limnodrilus hoffmeisteri*», что позволяет отнести водные массы этого участка к категории «грязных».

Исследования сезонной сукцессии ценозов макрозообентоса на этих участках Каневского водохранилища проводились в условиях своеобразного природного «эксперимента» — формирования в весенне — летний период 1999 г. катастрофического дефицита кислорода. Его концентрация в придонном слое в начале лета составляла 2,5-5,3 мг/л в Оболонском заливе водохранилища и 4,9-5,1 мг/л ниже впадения р.Лыбидь. Лишь в конце лета его содержание возросло до нормы (около 11 мг/л).

На оболонском участке дефицит кислорода вызвал снижение видового богатства сообщества с 10 до 3 видов и биомассы с 8,2 до 1,4 г/м² с апреля до июля. Показательно, что в летние месяцы в существующем

здесь ценозе «*D. bugensis*» отсутствовали оксифильные виды высших ракообразных, которые по данным многолетнего мониторинга являются постоянными компонентами этого ценоза. Лишь с августа здесь вновь отмечена молодь дрейссены, а гаммариды и корофииды обнаружены в сентябре 1999 г. В октябре — ноябре отмечен рост видовой состава, численности и биомассы зообентоса оболонского участка и восстановление полноценной структуры ценоза «*D. bugensis*».

На лыбидском участке в течение всего вегетационного периода 1999 г. практически никаких изменений в структуре ценоза «*L. hoffmeisteri*» и его количественных характеристиках отмечено не было, а водные массы все время соответствовали категории «очень загрязненных». То-есть, антропогенное влияние р.Лыбидь полностью доминировало над влиянием «кислородного» фактора, и колебания величины последнего не повлияли на структуру существующего здесь ценоза донных беспозвоночных, то есть толерантный к загрязнению ценоз оказался и более устойчивым к определенному нарушению состояния абиотической среды.

Таким образом, если обедненный ценоз, находящийся под постоянным антропогенным воздействием (Лыбидский участок) практически не отреагировал на воздействие дефицита кислорода, то в высокоразвитом природном сообществе (Оболонский участок) происходили существенные изменения. Но, как показали материалы исследований, эти изменения имели характер циклической сукцессии. После катастрофического влияния дефицита кислорода, естественный бентический ценоз восстановился в ходе циклической сукцессии, которая проявилась в сезонном аспекте.

Другой тип сукцессионного процесса можно проследить по данным развития зообентоса пойменного оз. Бабье, расположенном на Трухановом острове. На протяжении четырех лет исследований в бентосе этого водоема доминировали сапробные виды олигохет, легочные моллюски, личинки мокрецов и других прибрежно — фитофильных насекомых. Постоянными компонентами этого сообщества были пиявки, личинки стрекоз и хищных видов хирономид. Численность и биомасса бентоса по годам колебалась в нешироких пределах, соответственно 700-5000 экз/м² и 4-13 г/м². Отчетливого доминирования определенного вида не отмечено и при ранжировании видов существующего здесь ценоза по индексу плотности его значения равномерно снижались с 14 до 1,8. Совокупность этих показателей свидетельствует, что данный ценоз находится в стадии классического эдафического климакса, присущего пойменным озерам.

В стадии эдафического климакса находятся и ценозы группы дрейссены, приуроченные к русловым станциям полигона исследований. Весьма высокий уровень биопродуктивности этих сообществ (2,1-5,8 кг/м²) поддерживается умеренным течением, создающим оптимальный газовый режим и благоприятный уровень осадконакопления, что обеспечивает беспрепятственное развитие дрейссены и многочисленных видов оксифильных ракообразных.

Результаты анализа сукцессионных преобразований сообществ макрозообентоса Каневского водохранилища на биотопах различного типа отвечают нашим прогнозным представлениям относительно развития бентических сообществ Кременчугского водохранилища [2]. По нашему мнению, идея поливариантности экологической сукцессии вполне соответствует особенностям развития сообществ макрозообентоса равнинного водохранилища в условиях влияния природных и антропогенных факторов.

ЛИТЕРАТУРА

1. Одум Ю. Основы экологии. — М.: Мир, 1975. — 742 с.
2. Плигин Ю.В. Макрозообентос / Беспозвоночные и рыбы Днепра и его водохранилищ. — Киев: Наук. думка, 1989. — С. 95-117.
3. Реймерс Н.Ф., Яблоков А.В. Словарь терминов и понятий, связанных с охраной живой природы. — М.: Наука, 1982. — 144 с.

УДК 574.5

В. Плюрайте

Институт экологии, г. Вильнюс, Литва

ДВУХЛЕТНИЕ ДАННЫЕ СЕЗОННОЙ ДИНАМИКИ МАКРОЗООБЕНТОСА В РЕКЕ СПЯНГЛА

Для количественного и качественного распределения донных организмов в реке особо важное значение имеет сезонность года. Имея это в виду, исследования макрозообентоса в реке Спянгла проводили весной (апрель), летом (июнь, июль) и осенью (сентябрь, октябрь) в течение двух сезонов. Пробы зообентоса в

реке Спянгла брали на каменистом и галечном грунте, а также из поверхности растений (фитореофильный биоценоз).

Наименьшая численность макрозообентоса в реке Спянгла на каменистом грунте установлена в апреле 1998 г. (880 экз./м²). По численности доминировали личинки ручейников (60%) и поденок (20%). Основную часть биомассы (5,07 г/м²) составляли также поденки (33,5%) и ручейники (32,9%). В июле в структуре макрозообентоса каменистых грунтов в реке Спянгла по численности (56%) и биомассе (37,3%) преобладали также ручейники. Среди остальных групп наиболее часто встречались — личинки диπτеров и водяных жуков: соответственно 9,1 и 6,6% от общего числа. Моллюски составили 6% общего числа и 23% от общей биомассы.

В апреле и июне 1999 г. численность и биомасса макрозообентоса в реке Спянгла на каменистом грунте были выше чем в 1998 году (табл.). По численности доминировали личинки ручейников, которые в апреле составляли 46,1%, а в июне — 75,8% от общего числа. В апреле среди остальных доминировали поденки (14,5%) и личинки водяных жуков (13%), а в июне — личинки водяных жуков (6,1%) и моллюски 3,4%. Основную часть биомассы составляли моллюски (апрель — 40,6, июнь — 18,9%) и ручейники (апрель — 23, июнь — 68%). Типичным видом были ручейники *Brachycentrus subnubilus*.

Анализ данных показал, что численность и биомасса макрозообентосных организмов в реке Спянгла на каменистом грунте в апреле-июне 1998-1999 гг. были сравнительно низки по сравнению с таковыми показателями в июле-сентябре-октябре 1998-1999 гг. По-видимому это связано с тем, что скопление детрита в это время между камнями создавали более благоприятные трофические условия.

В июле-сентябре-октябре 1998 года на каменистых грунтах реки доминировали ручейники, численность которых составляла соответственно 28,9-14,0 — 14,1%, личинки водяных жуков — 5,6-33,7 — 40,6%, диπτеры — 4,1-11,2 — 17,2%. Надо отметить, что в июле основную часть численности составляли личинки мошек (38%). Характерными видами в июле являлись ручейники *Brachycentrus subnubilus*, *Hydropsyche* sp., а в сентябре и октябре диπτеры *Atherix* sp., личинки водяных жуков *Hydrous* sp. Основную часть биомассы в эти месяцы составляли диπτеры, моллюски, ручейники.

В июле-сентябре-октябре 1999 года на каменистых грунтах доминировали личинки водяных жуков — 18,1-37,7 — 30,4%, ручейники — 27,4-8,5 — 33,1%, моллюски — 12,8-14,1 — 11,9%. По биомассе зообентоса доминировали — ручейники 30,8-8,4-18,3%, моллюски — 25,4-47,2-18,4, диπτеры — 21,4-20,2-35,6%. Из приведенных данных сезонной динамики макрозообентоса на каменистых биоценозах реки Спянгла видно, что фауна беспозвоночных по численности наиболее богата была в октябре. Весной (апрель) она была значительно беднее, чем летом и осенью, что, очевидно, связано с вымыванием и сносом бентических организмов потоками воды. Наблюдения за развитием макрозообентоса в реке Спянгла выявляли межгодовую динамику его численности и биомассы. В более теплом 1999 году эти показатели были выше (табл.).

Подъем численности бентических организмов происходил в основном за счет возрастания этого показателя у личинок водяных жуков и ручейников. Подъем биомассы обусловлен ручейниками, моллюсками и диπτерами.

В сообществе галечного грунта реки Спянгла численность донных беспозвоночных было меньше чем на каменистом. Необнаружены также сезонные изменения. Биомасса в основном зависела от величины доминирующих организмов. Основную часть макрозообентоса составляли олигохеты и моллюски. Из них наиболее часто встречались моллюски рода *Pisidium* и *Sphaerium rivicola*.

Наименьшая численность макрозообентоса в реке Спянгла в фитореофильном биоценозе установлена в апреле 1998 г. (420 экз./кг раст.). Доминировали ручейники (59,52%), которые составляли и основную часть биомассы (46,4%). Доминирующий вид — *Glyphotaelius punctatolineatus*. В июне-июле-сентябре 1998 года численность макрозообентоса была почти на одном уровне, а в октябре оно значительно повышалась. В июне доминировали поденки *Ephemerella ignita* (68,84%), а в июле ручейники (42,2%), из них доминировали *Brachycentrus subnubilus*, в сентябре — личинки мошек (84,9%), а в октябре ручейники *Mystacides azurea*. Основную часть биомассы в июне составляли поденки (35,8%) и гамариды (33,9%), в июле гамариды (59,4%), а в сентябре гамариды и личинки мошек (по 38,3%).

Исследования показали, что в апреле 1999 г. в фитореофильном биоценозе основную часть численности составляли ручейники. Из них доминировали в июне и июле *Brachycentrus subnubilus*, в сентябре *Limnephilus vitattus*, а в октябре *Mystacides longicornis*. Основную часть биомассы составляли ручейники.

Анализ проведенных данных сезонной динамики макрозообентоса в фитореофильном биоценозе выявил, что показатели численности и биомассы беспозвоночных организмов в апреле-июне-июле-сентябре 1999 г. были более выражены чем в 1998 г.

Численность (экз./м²) макрозообентос реки Спягла на каменистом грунте

Группа организмов	Дата				
	29 04	22 06	30 07	8 09	22 10
<i>Oligochaeta</i>	140	37	97	80	322
	163	53	347	133	200
<i>Hirudinea</i>			3		7
	3	3	7	3	3
<i>Odonata</i>			3		3
					7
<i>Amphipoda</i>	10	33	83	17	20
	3	13	43	13	13
<i>Isopoda</i>					
			3		
<i>Plecoptera</i>		20	63	17	20
	23	56	143	33	46
<i>Ephemeroptera</i>	180	60	113	103	420
	260	110	353	830	557
<i>Coleoptera larvae</i>		67	147	833	437
	234	247	1053	1570	1830
<i>Coleoptera imago</i>		3	40	40	10
	30	60	367	40	90
<i>Heteroptera</i>	20	63	74	160	267
	23	107	77	53	130
<i>Trichoptera</i>	530	590	753	347	380
	827	3057	1590	357	1993
<i>Simuliidae</i>		10	993	233	37
		3	227	37	7
<i>Chironomidae</i>		10	37	23	
	47	100	367	37	3
<i>Diptera (другие)</i>		97	107	277	467
	10	67	490	473	427
<i>Mollusca</i>		63	97	343	313
	170	157	743	587	717
Итого	880±253	1053±531	2610±2029	2473±936	2703±1076
	1793±195	4033±3190	5810±1455	4166±836	6023±3738

Примечание: над чертой — 1998 год, под чертой — 1999 год.

УДК [591. 524. 12] [498. 81]

Л.Н. Полищук

Одесский филиал Института биологии южных морей НАН Украины, г. Одесса

КАЧЕСТВЕННОЕ РАЗНООБРАЗИЕ ЗООПЛАНКТОНА ПРИДУНАЙСКИХ ОЗЕР УКРАИНСКОЙ ЧАСТИ ДЕЛЬТЫ ДУНАЯ

На левом берегу Килийского рукава р. Дунай от г. Рени до побережья Черного моря расположен ряд обширных пресноводных водоемов (лиманов). Первые сведения о зоопланктоне некоторых из озер ограничиваются упоминанием нескольких видов. Исследования непосредственно зоопланктона девяти озер были начаты в 1946 г. и продолжались с перерывами включительно до 1950 г., возобновлены в 1958 г. [3, 4]. Затем зоопланктон шести озер исследовался в 1963-1969 гг. [5]. В 70-х годах зоопланктон изучался только в одном озере — Кагул [1]. Последние сведения по зоопланктону шести озер основаны на материалах 1989 г. [2].

В весенне-летний период 2000 г. в рамках проекта Tacis WW / SCRE 1 “Озера нижнего Дуная: устойчивое восстановление и сохранение естественного состояния экосистем” были проведены рекогносцировочные исследования современного состояния зоопланктона пяти озер: Кагул, Кугурлуй, Ялпуг, Катлабух и Китай. Исследования в о. Каргал по проекту не предусматривались, но учитывая то, что оно является Рамсарским угодьем международного значения, в нем также были выполнены исследования.

Отмечающееся с середины 60-х годов резкое усиление экстенсивной антропогенной деятельности на украинско-молдавской части бассейна низовья Дуная, обусловило нарушение естественного хода

процессов, обеспечивающих формирование качества воды в озерах. В результате зарегулирования озер, их одамбования и постройки шлюзов нарушена прямая связь озер с Дунаем, они фактически превратились в наливные водоемы с принудительным сезонно регулируемым уровнем, используемые в качестве водохранилищ и водонесущих трактов. Строительство нескольких масштабных оросительных систем, изъятие воды на орошение и хозяйственные нужды коренным образом изменили гидрологический и гидробиологический режимы на всей территории бассейна.

На современном этапе в структуре сообществ зоопланктона исследовавшихся озер зарегистрировано около 120 разного ранга таксонов, которые по его основным группам распределялись следующим образом: коловратки 75 таксонов, ветвистоусые — 20 таксонов. В состав зоопланктона входили также представители других групп гидробионтов: микробентосные *Sarcodina*, *Nematoda*, *Ostracoda*, личинки *Mollusca*, *Decapoda*, *Insecta*, а также *Protozoa*. Обнаруженное число организмов составляет 50 % от числа ранее встречавшихся здесь. В состав зоопланктона входило 6 представителей каспийской реликтовой фауны: 3 ветвистоусых, 2 веслоногих и 1 моллюсков. Наиболее полно они были представлены в Кугурлуе (6), Ялпуге (5) и Кагуле (4). Наибольшим обилием таксонов характеризовались озера Кугурлуй (58), Ялпуг (56), и далее по убывающей следовали Картал (52), Кагул (50), Китай (42) и Катлабух (33). Как и ранее, основу структуры зоопланктона озер составляли коловратки (63 %). Намечившаяся в 60-е годы тенденция увеличения роли коловраток прослеживалась в последующие годы, а в настоящее время выразилась более четко. Разрыв между числом таксонов основных групп все более возрастает и при этом происходит замещение одних видов другими и, как правило, олигосапробных β -мезосапробными.

Впервые для озер указывается 3 вида микробентосных саркодовых, 11 коловраток и 1 вид ветвистоусых. Вместе с тем, не обнаружено 20 таксонов коловраток, 19 ветвистоусых, которые встречались в 40-50 годы, а также 55 таксонов коловраток, 20 ветвистоусых, которые отмечались в 60-е годы и 22 таксона коловраток, 2 вида веслоногих, указывавшихся в 80-е годы.

Наряду с общей тенденцией в изменении качественного состава зоопланктона озер — замещения α -сапробных форм на β -мезосапробные и увеличения роли коловраток происходит сокращение числа видов. По сравнению с предыдущими годами общее число видов зоопланктона озер, за исключением Кугурлуя, уменьшилось в среднем в 2 раза: Кагул — 3,5, Китай — 2,4, Катлабух — 2,3, Ялпуг — 1,8, Картал — 1,2. В Кугурлуе осталась на уровне прежних лет. При этом, число таксонов коловраток, за исключением Картала, уменьшилось в среднем в 2,5 раза: Кагул — в 3,9, Китай — в 2,7, Катлабух — в 2,5, Ялпуг — в 1,9, Кугурлуй — в 1,3. В Картале, наоборот, повысилось в 1,3 раза. Число таксонов ветвистоусых, за исключением о. Кугурлуй, сократилось в среднем в 4 раза: Китай — в 5,4, Катлабух — в 5,2, Картал — в 3, Ялпуг и Кагул — в 2,7. В Кугурлуе — повысилось в 1,3 раза. Число таксонов веслоногих в озерах Кагул, Картал, Катлабух уменьшилось в 2 раза, а в озерах Кугурлуй, Ялпуг и Китай осталось на уровне прежних лет.

Поскольку придунайские озера представляют одну систему водоемов, соединенных с Дунаем, и характеризуются несколькими общими особенностями, а также то обстоятельство, что водоемы в процессе их генетического развития были заселены эвритопными видами, определяет значительное сходство их зоопланктона. С другой стороны, вследствие некоторых различий в физико-химическом и биологическом режимах отдельных водоемов их зоопланктон отличается по своему качественному составу. В весенне-летний период 2000 г. средний коэффициент общности видов озер составлял 38,4 % при диапазоне от 27 до 46 %, в то время как в 80-е годы он был значительно выше — 54 %. Наибольшее сходство наблюдается между зоопланктоном озер Катлабух-Китай (46 %), Кугурлуй-Ялпуг (45 %). Зоопланктон остальных озер имеет меньшее сходство. Наименьшим сходством характеризуется пелагическая фауна озер Ялпуг-Китай (27 %). Коэффициент общности видов — это показатель свидетельствующий не только о степени изолированности водоемов, но и является косвенным показателем состояния условий среды. Более высокие его значения одновременно указывают на меньшую изоляцию водоемов и на сходные условия существования и, наоборот.

Уменьшение видового обилия зоопланктона придунайских озер, увеличение роли коловраток, замещение α -сапробных видов на β -мезосапробные, относительно низкие значения коэффициентов таксономического сходства указывают на ослабление их связей с Дунаем и на то, что условия среды в них в результате антропогенной деятельности изменились и стали более разнообразными.

ЛИТЕРАТУРА

1. Набережный А.И. Состав, динамика численности, биомассы и продукции основных сообществ животных гидробионтов. Зоопланктон / Озеро Кагул. — Кишинев: Штиинца, 1979. — С. 59-75.
2. Парчук Г.В. Зоопланктон // Гидроэкология украинского участка Дуная и сопредельных водоемов. — Киев: Наук. думка, 1993. — С. 149-152.
3. Пидгайко М.Л. Зоопланктон придунайских водоемов. — Киев: Изд-во АН Украинской ССР, 1957. — 99 с.

4. Підгайко М.Л. О формировании зоопланктона придунайских водоемов // Дунай и придунайские водоемы в пределах СССР. Труды Института гидробиологии. — 1961. — № 36. — С. 230-242.
5. Поліщук В.В. Гідрофауна пониззя Дунаю в межах України. — Київ: Наук. думка, 1974. — 420 с.

УДК [574.5:28]

**В.С. Полищук¹, Т.Л. Алексенко¹, Л.М. Самойленко¹, Г.Н. Минаева¹,
Б.И. Правоторов²**

¹Херсонская научно-исследовательская гидробиологическая станция Института гидробиологии НАН Украины, г. Херсон; ²Управление «Южрыбвод», г. Херсон

ВЛИЯНИЕ ДНОУГЛУБИТЕЛЬНЫХ РАБОТ И СВАЛКИ ГРУНТОВ НА КОРМОВУЮ БАЗУ И ИХТИОФАУНУ ДНЕПРОВСКО-БУГСКОГО ЛИМАНА

Проведение в водоемах дноуглубительных работ связана с перемещением грунтов, что влечет за собой разрушение донных сообществ, засыпку и уничтожение мест обитания донных организмов и нереста рыб, следствие этого, полное или частичное разрушение планктонных и донных ценозов. Снижение запасов кормовых организмов и уничтожение некоторых ценных видов вместе с ухудшением качества воды наносит существенный ущерб рыбному хозяйству. Изучение влияния перемещения грунтов на экосистему дает возможность выбирать варианты изъятия и свалки грунтов, а также время проведения работ с тем, чтобы снизить размеры ущерба кормовой базе и непосредственно рыбам. Такие исследования особенно актуальны для Днепроовско-Бугского лимана, который имеет важное значение как нерестовый путь полупроходных рыб, а также как нерестилище ряда рыб и место их нагула.

Посезонные исследования, проведенные в Днепроовско-Бугском лимане в районах проведения дноуглубительных работ в Херсонском морском канале и на участках свалки грунтов позволили оценить влияние этих работ на кормовую базу рыб и нерестилища.

Установлено, что в судоходном канале на участках непосредственного изъятия грунтов зоопланктон беднее по видовому составу (8-9 видов), чем на прилегающих к каналу участках (10-13 видов). Биомасса его изменялась в разные сезоны года от 7,5 до 83,0 Мг/м³ а на прилегающих к каналу участках она была выше — 9,9-140,0 мг/м³. Влияние дноуглубительных работ на зоопланктон ощутимо на ограниченных участках в момент изъятия грунтов, когда возрастает мутность воды, снижается прозрачность. В 150-200 м от канала на качественном составе и количестве зоопланктона дноуглубительные работы практически не ощущаются, то есть, это влияние имеет локальный характер, а уровень развития зоопланктона зависит, главным образом, от объема стока Днепра и солености воды, которая наиболее существенно изменяется в канале.

Бентосные организмы в районе канала, где глубина более 7 м немногочисленны и представлены червями, ракообразными и личинками комаров. Здесь обнаружено всего 10 видов макрозообентоса, их биомасса колеблется от 0,5 до 3,26 г/м³, а плотность в пределах 100–22400 экз/м². В среднем для района прохождения канала эти показатели составляют 2,58 г/м² и 895 экз/м² соответственно. Основу биомасса составляет хирономиды (72%) и черви (23%). Ракообразные встречаются редко единичными экземплярами. Донные организмы больше планктонных ощущают на себе изъятие и перемещение грунтов. На участках непосредственного дноуглубления на глубинах 7–9 м донные организмы практически отсутствуют. Лишь в весенний период в небольшом количестве (до 1300 экз/м²) обнаружены личинки комаров и хирономид. Их биомасса колебалась в пределах 0,04–2,08 г/м². По многолетним данным на более мелких участках (5,5–7,0 м) прилегающих к каналу показатели обилия бентоса близки к актовым в канале. Биомасса в этих участках находится в пределах 0,05-23,75 г/м², плотность — 50-56000 экз/м², а в течение всех сезонов в 2000г. эти показатели составляли 0,88 г/м² и до 120 экз/м².

В развитии фитопланктона наблюдается следующее: в восточном районе минимальные значения его биомассы в канале (1,28 г/л²) на порядок ниже, чем на прилегающей к каналу акватории (12,34 г/л²) а максимальные показатели близки между собой (16,40 и 21,23 г/м²). В центральном районе лимана, где наиболее сложные гидролого-гидрохимические условия, обусловленные смешением вод, поступающих из Днепра и Ю.Буга и нагонных с моря, биомасса фитопланктона выше, чем в восточном районе в десятки раз (65,14-184,08 г/м²). Вместе с тем, уровень развития Фитопланктона в канале выше, чем на прилегающей — акватории в 5-10 раз. Такое интенсивное развитие фитопланктона можно объяснить обогащением толщи воды биогенными элементами при изъятии грунтов из дна канала. Такие выводы подтверждаются данными

об интенсивности процессов первичного продуцирования; уровень валовой первичной продукции (А) в канале ($7,04 \text{ г O}_2 \cdot \text{м}^3 \cdot \text{сут.}^{-1}$) выше, чем на прилегающих к каналу участках ($5,28 \text{ г O}_2 \cdot \text{м}^3 \cdot \text{сут.}^{-1}$).

Свалки грунтов, расположенные на акватории Днепровского лимана в районе о. Янушев и с. Геройское характеризуются общим физическим составом грунтов, из которых преобладающими являются заиленные пески, на которых разбросаны заросли макрофитов. Это районы с повышенной волновой активностью, где грунт перекачивается с места на место и представляет собой динамичный субстрат.

Места, где расположены свалки, подвергаются воздействию вод с различной соленостью, поскольку они находятся в разных районах лимана, а это оказывает влияние на их рыбохозяйственную ценность как участков, используемых рыбами для размножения, нагула молоди и взрослых особей промысловых рыб, а также на качественный состав ихтиофауны.

Следует отметить, что восточная граница свалки у о. Янушев вплотную примыкает к нижней границе Днепровского приустьевоего запретного пространства и сброс грунтов при юго-западных и западных ветрах может оказывать негативное влияние и на нижнюю часть этой зоны.

Участки свалки грунтов возле о. Янушев и с. Геройское расположены в районах нерестилищ тарани, леща, судака и частично сазана и рыбака. Большинство из них нерестятся на глубинах 0,5-2,0 м. В местах свалки грунтов глубины колеблются в пределах 3,0-5,6 м. На таких глубинах отсутствует нерестовый субстрат и полупроходные рыбы не нерестятся. Следует, однако учесть, что при свалке грунтов мелкие иловые частицы (0,05 мм и менее) могут распространяться на (большие расстояния по течению и достигать мелководных участков, являющихся нерестилищами. Поэтому очень важно при свалке грунтов в каждом конкретном случае учитывать направления стоковых и ветровых течений и выбирать для свалки те площади, с которых мутиевые частицы не достигнут мелководий.

Следовательно, изъятие и свалка грунтов наносит основной экологический ущерб через снижение кормовой базы рыб, и прежде всего макрозообентосу. Вместе с тем, низкий уровень развития донной фауны в судоходном канале обуславливается, прежде всего, гидролого-гидрохимическими условиями, резкими сменами солености, влекущими за собой гибель то пресноводных, то морских форм бентоса.

Принимаемые при расчетах ущерба рыбному хозяйству сроки восстановления донной фауны 4-5 лет в условиях канала сомнительны, поскольку наличие постоянных течений способствует более быстрому заселению участков, на которых изымался грунт. Анализ развития донной фауны на участках, где дноуглубительные работы производились 2-3 года назад показывает, что состав и количественное развитие бентоса на них такой же, как на участках, где грунты не изымались.

УДК 595.3 (477.75)

Л.В. Самчишина

Институт зоологии им. И. И. Шмальгаузена НАН Украины, г. Киев

К ФАУНЕ CALANOIDA (CRUSTACEA, COPEPODA) ВНУТРЕННИХ ВОДОЁМОВ КРЫМА

В силу своего физико-географического положения Крым характеризуется незначительным развитием пресноводных водоемов, имеющих важное санитарно-гигиеническое значение. Накопление каких-либо данных о зоопланктоне внутренних водоемов необходимо и по причине его недостаточной изученности [6, 9]. По материалам собственных исследований и по литературным данным представлена фаунистическая сводка пресноводных веслоногих ракообразных отр. Calanoida Крыма. В сообщении указано 16 видов, из которых *Eudiaptomus vulgaris* (Schmeil) и *Eurytemora velox* (Lill.) приведены впервые для водоемов полуострова.

В основу настоящей работы положен материал фондовой коллекции Отдела фауны и систематики беспозвоночных Института зоологии им. И. И. Шмальгаузена НАН Украины. Собственные сборы были выполнены в мае 2000 г. на Южном Берегу Крыма, а также в окр. Симферополя и Севастополя; в апреле 2001 г. в окр. Феодосии. Образцы планктона были отобраны планктонной сетью (мельничный газ № 46) и на месте доливались формалином до концентрации 3-4% раствора.

В ходе исследований нами найдено четыре вида Calanoida. Ниже приводим список этих ракообразных:

Отряд Calanoida Sars, 1903

Сем. Pseudodiaptomidae Sars, 1903

1. *Calanipeda aquae-dulcis* (Kritschagin, 1873).

Сем. Diaptomidae Sars, 1903

2. Eudiaptomus vulgaris (Schmeil, 1898)

3. Arctodiaptomus acutilobatus (Sars, 1903)

Сем. Temoridae Sars, 1903

4. Eurytemora velox (Lilljeborg, 1853).

Характерный представитель фауны Палеарктики *E. vulgaris* отмечен нами в середине мая 2000 г. в пересыхающей луже неподалёку от оз. Магаби (г. Ялта). Это первое указание вида для фауны Крыма. Отметим, что до этого только однажды в окрестностях Симферополя был отмечен близкий к нему вид *E. coeruleus* [2].

Спустя 45 лет после выхода работы С. Н. Уломского [8] с указанием *A. acutilobatus* вид вторично был зарегистрирован нами на территории Крымского заповедника в 22 км от Ялты, что подтверждает данные этого автора о распространении вида в горной части полуострова. А обе вышеописанные находки ещё раз подчёркивают зоогеографическое своеобразие Горного Крыма.

Не менее интересна находка *E. velox* в Симферопольском водохранилище (р-н Марьино), а также в озере и на течении р. Салгир возле Симферопольской ГРЭС. Отметим, что во всех пробах из Симферопольского водохранилища нами не было зарегистрировано *E. affinis*, отмеченной здесь С.И. Темировой [5,6,7]. *E. velox* — представитель понто-каспийской фауны, является рецентным вселенцем в пресные воды, что неоднократно отмечалось в литературе. Основным путём миграции *E. velox* на Крымский полуостров, по нашему мнению, является Северо-Крымский канал, берущий своё начало в Каховском водохранилище, где после его заполнения *E. velox* стала обычным компонентом зоопланктона [10 и др.]. Таким образом наши находки расширяют известные до этого времени представления о распространении *E. velox* в пределах рек и водоемов Азово-Черноморского бассейна. Упомянутый вид нами был найден также в соленых озерах окр. Феодосии и в озере с. Насыпное, где обитает совместно с *S. aquae-dulcis*. До этого *S. aquae-dulcis* отмечена была только в устье р. Черная у Севастополя В.Н. Никитиным [4].

На данный момент по нашим сведениям видовой состав пресноводных и солоноватоводных Calanoida, зарегистрированных во внутренних водоёмах Крыма (включая литературные данные) достигает 16 видов (без *Diaptomus* sp. [9]). Это следующие виды: *Metadiaptomus asiaticus* (Uljanin), *Lovenula alluaudi* (Guerni et Richard), *Calanipeda aquae-dulcis* Kritsch., *Eudiaptomus coeruleus* (Fisch.), *E. vulgaris* (Schmeil), *E. graciloides* (Lill.), *Arctodiaptomus acutilobatus* (Sars), *A. pectinicornis* (Wierz.), *A. wierzejskii* (Rich.), *A. salinus* (Daday), *A. byzantinus* Mann, *Speodiaptomus birsteini* Borutzky, *Mixodiaptomus incrassatus* (Sars), *Eurytemora velox* (Lill.), *E. affinis* (Poppe), *Heteroscope appendiculata* Sars.

Большинство из приведенных выше каланоид (63%) встречается преимущественно в пересыхающих летом водоёмах, что обусловлено наличием приспособлений к ангидробиозу. Например, для таких видов как *L. alluaudi*, *E. coeruleus*, *E. vulgaris*, *M. incrassatus* показаны покоящиеся яйца, способные переносить высушивание. А для *A. byzantinus* латентных яиц неизвестно. Рачок, видимо, инцистируется и переносит неблагоприятные условия в последней копеподитной стадии [1]. В отличие от этого в более северных широтах, например в Полесье, преобладающее большинство видов — обитатели постоянных водоёмов, а астабионты характерны только для весенних луж, наполненных талой снеговой водой.

На наш взгляд фауна пресноводных Calanoida полуострова довольно интересная и своеобразная (для сравнения: в степной части Украины насчитывается 14 видов [3]). Можно ожидать дальнейшего обогащения крымской фауны за счет как непреднамеренной, так и спланированной интродукции.

ЛИТЕРАТУРА

1. Боруцкий Е. В., Степанова Л. А., Кос М. С. Определитель Calanoida пресных вод СССР. — СПб. — 1991. — 503 с.
2. Мельников Г. Б. Зоопланктон Симферопольского водохранилища в связи с особыми условиями существования // Тр. Всесоюз. Гидробиол. Об-ва. — 1961. — Т. XI. — С. 44-53.
3. Коненко Г. Д., Підгайко М. Л., Радзимовський Д. О. Ставки лісостепових, степових та гірських районів України. — К. — 1965. — 234 с.
4. Никитин В. Н. Севастопольская биологическая станция Академии Наук // Природа. — 1925. — № 7/9. — С. 195-202.
5. Темирова С. И. Сравнительная характеристика качества воды водохранилищ питьевого назначения по зоопланктону // Проблемы экологии и рекреации Азово-Черноморского региона. — Симферополь. — 1995. — С. 191-193.
6. Темирова С. И. Пресноводные экосистемы. Планктон // Биологическое и ландшафтное разнообразие Крыма, проблемы и перспективы. — 1999. — Вып. 11. — С. 104-105.
7. Темирова С. И., Мирошниченко А. И., Стенько Р. П. и др. Пресноводная фауна // Биоразнообразие Крыма: оценка и потребности сохранения. — 1997. — С. 57-62.
8. Уломский С. Н. Планктон внутренних водоёмов Крыма и его биомасса // Тр. Карадагской биол. ст. АН УССР. — 1955. — Вып. 13. — С. 131-162.
9. Цеев Я. Я. Гидробиологическая характеристика крымских водохранилищ за 20 лет их существования // Малые водоемы равнинных областей СССР и их использование. — 1961. — С. 230-242.
10. Цеев Я. Я. Зоопланктон // Каховське водоймище. — К. — 1964. — С. 60-111.

УДК 597

В.М. Трохимець, В.Р. Алексієнко

Київський Національний університет імені Тараса Шевченка

РОЗПОДІЛ ТА ПОВЕДІНКА ЗООПЛАНКТОНУ У ВЕРХІВ'І КРЕМЕНЧУЦЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

Зоопланктон є однією з найважливіших ланок гідробіоценозів [2], оскільки забезпечує передачу потоку енергії, входячи до складу ланцюгів живлення [1]. Саме його важливість вимагає від нас більш досконалого вивчення екології зоопланктону.

Застосовуючи нову методику відлову зоопланктону у червні 1999-2000 рр. були проведені дослідження у верхній частині Кременчуцького водосховища на лівому березі в слабо проточній системі Кривих озер та правому березі в районі Канівського заповідника, де зберігаються річкові умови. Всього проведено 28 серій дослідів (16 — 1999 р., 12 — 2000 р.). Обробку зібраного матеріалу проводили за загально визначеними методиками [3].

Для вивчення вертикального розподілу зоопланктону за допомогою запропонованої нами методики пластикові пастки встановлювали на трьох глибинах: 0,5 м, 1 м та 1,5 м. Результати представлені в таблицях 1 та 2.

Біля правого берега практично весь зоопланктон (виключення *Daphnia magna*) зустрічався переважно біля поверхні. Кількість *Calanoidae* (в основному *Heterocope caspia*) біля поверхні була в 2,13 рази більша, ніж біля дна чи в товщі води; *Bosmina longirostris* біля поверхні було в 1,85 рази більше, ніж у товщі води та в 3,75 — ніж біля дна; *Daphnia cucullata* — відповідно у 2 та 9 разів; *D. pulex* — у 2,18 та 3 рази; *Leptodora kindtii* — 2,8 та 30,5. Це пов'язано з тим, що на правому березі зберігається річковий режим і зоопланктон концентрується біля поверхні. Крім зазначених вище видів у невеликій кількості зустрічались представники *Rotatoria* (*Branchionus calyciflorus*), та *Chydorus sphaericus*.

Таблиця 1

Вертикальний розподіл зоопланктону проточної станції прибережної зони верхів'я Кременчуцького водосховища (правий берег) у червні 1999 р. та 2000 р.

Зоопланктон	0,5м		1м			1,5м				Загалом:		
	Пов.	Дно	Пов.	Тов.	Дно	Пов.	Товща		Дно	Пов.	Тов.	Дно
							0,5	1				
<i>Heterocope caspia</i>	81	39	122	32	35	74	48	46	56	277	126	130
<i>Bosmina longirostris</i>	29	7	31	16	10	12	15	8	5	72	39	22
<i>Daphnia cucullata</i>	6	1	4	2	1	8	5	2	0	18	9	2
<i>D. magna</i>	0	1	0	0	1	0	0	1	2	0	1	4
<i>D. pulex</i>	8	2	12	3	3	4	3	5	3	24	11	8
<i>Leptodora kindtii</i>	28	0	10	8	1	23	7	7	1	61	22	2
Загалом:	152	50	179	60	51	121	78	69	67	452	208	168

Примітка: пов. — біля поверхні (0,1м); тов. — у товщі води; дно — біля дна.

На лівому березі, де зберігається озерний режим, вертикальний розподіл зоопланктону був більш рівномірним, хоча більша його кількість потрапляла у пастки біля поверхні та біля дна, ніж у товщі води. Особини *Daphnia magna* тримались біля дна (табл. 2). У невеликій кількості також потрапляли у пастки *Daphnia pulex* та *Leptodora kindtii*.

Таблиця 2

Вертикальний розподіл зоопланктону малопроточної станції прибережної зони верхів'я Кременчуцького водосховища (Криві озера) у червні 1999 р. та 2000 р.

Зоопланктон	0,5м		1м			1,5м				Загалом:		
	Пов.	Дно	Пов.	Тов.	Дно	Пов.	Товща		Дно	Пов.	Тов.	Дно
							0,5	1				
<i>Heterocope caspia</i>	295	159	193	142	202	384	161	113	348	872	416	709
<i>Bosmina longirostris</i>	43	30	21	16	8	55	12	16	22	119	44	70
<i>Daphnia cucullata</i>	24	16	29	10	15	52	20	18	25	105	48	56
<i>D. magna</i>	1	5	2	3	3	4	0	1	6	7	4	14
<i>Branchionus calyciflorus</i>	2	0	4	1	2	10	4	2	2	16	7	4
Загалом:	365	210	249	172	230	505	197	150	413	1119	519	863

Для вивчення особливостей поведінки зоопланктону пластикові пастки виставляли вхідними отворами одночасно в різних напрямках: до берега — від берега та по течії — проти течії. Отримані результати (Криві озера — сім дослідів) представлені на рис. 1 та в табл. 3.

ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ВОД УКРАЇНИ. ПІСНОВОДНІ ЕКОСИСТЕМИ

Середнє значення кількості зоопланктону, який потрапляв у пастки, що виставлялись на трьох різних глибинах, дає чітку картину що до його пересування: рухається як до берега (трохи більша кількість), так і від берега, але найбільша його кількість зноситься течією. Основою невеликого відсотку зоопланктону, який потрапляв у пастки проти течії, склали представники Cuscloroidae, які характеризуються досить великою рухливістю. До того ж представники Cladocera та Rotatoria у більшості своїй рухались до берега, а представники Copepoda у трохи більшій кількості від берега.

Таблиця 3

Основні напрямки руху зоопланктону малопроточної станції прибережної ділянки верхів'я Кременчуцького водосховища у червні 1999 р. та 2000 р.

Зоопланктон:	До берега	Від берега	За течією	Проти течії
<i>Heterocope caspia</i>	474	514	960	202
<i>Bosmina longirostris</i>	70	29	102	13
<i>Daphnia cucullata</i>	67	59	57	16
<i>D. magna</i>	5	4	14	0
<i>Branchionus calyciflorus</i>	20	2	6	0
Всього:	636	608	1139	231

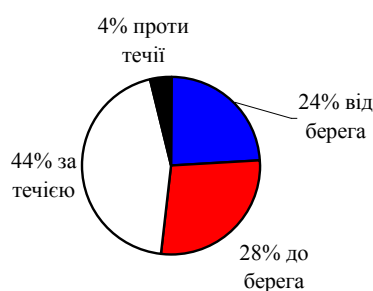


Рис. 1. Відсоткове співвідношення кількості зоопланктону залежно від напрямку руху на малопроточній станції

Отже, встановлено, що особливості вертикального розподілу зоопланктону залежать здебільшого від проточності у різних ділянках водойм. Так, у верхів'ї Кременчуцького водосховища біля правого берега, де зберігаються річкові умови, він концентрується переважно біля поверхні, а біля лівого берега в умовах слабкої проточності зоопланктон розподіляється більш рівномірно. Встановлено, що напрямки руху різних видів зоопланктону на малопроточній ділянці визначаються їх біологією.

ЛІТЕРАТУРА

1. Зимбалевская Л. Н., Сухойван П. Г., Черногоренко М. И. и др. Беспозвоночные и рыбы Днепра и его водохранилищ. — К. : Наук. думка, 1989. — 248с.
2. Жадин В. Н. Методы гидробиологического исследования. — М. : Высшая школа, 1960. — 192 с.
3. Яшнов В. А. Инструкция по сбору и обработке планктона. — М., 1934. — 43 с.

УДК 574.63(28)

Т.А. Харченко

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

САСИКСЬКЕ ВОДОСХОВИЩЕ: ЕКОЛОГІЧНІ ПРОБЛЕМИ СЬОГОДЕННЯ ТА МАЙБУТНЄ

Вже більше двадцяти років минуло з того часу, як споруджена дамба, що відокремила причорноморський лиман Сасик від моря. В ложі цього лиману було створено прісноводне водосховище із площею водного дзеркала близько 200 км² та об'ємом 0,5 км³. Ця водойма стала одним із конструктивних елементів Дунай-Дністровської зрошувальної системи (ДДЗС). Сасикське водосховище із часу його побудови і дотепер виконує функції водойми-накопичувача дунайської води, яка використовується на зрошення. Ще наприкінці минулого століття цією водою зрошувалося близько 30 тис. га земель. Згодом темпи

будівництва ДДЗС — однієї з найбільших в Україні — уповільнились, а на початку 90-х років і зовсім припинилися. Нові економічні стосунки, що народжувались на тлі зруйнованої колгоспно-соціалістичної форми господарювання почали диктувати свої умови розвитку сільськогосподарського виробництва. Процеси удосконалення і технічного оснащення зрошувальної системи через брак коштів загальмувались, механізми і агрегати не поновлювались, а значне підвищення тарифів на електроенергію та експлуатаційні витрати тільки прискорили однозначний висновок щодо економічної нерентабельності користування ДДЗС у теперішньому її вигляді.

До цього треба додати значне зростання процесів соціальної напруженості в регіоні, що на місцевому рівні чомусь обов'язково пов'язують із екологічними проблемами Сасика, а не з загальними факторами, що впливають на соціально-економічні відносини і рівень життя населення не тільки цього регіону, а й країни загалом. За таких обставин все частіше лунають вимоги про відновлення статусу Сасика як морської водойми, з'єднання його прораном із північно-західною частиною Чорного моря. Ніби-то тільки за таких умов припиняться процеси усіх екологічних і соціальних негараздів, що їх останніми десятиріччями спіткає цей регіон. Це одне із принципових питань, вирішення якого пов'язане із серйозними еколого-економічними наслідками для всього півдня України у майбутньому. Тому будь-які помилки щодо його реалізації недопустимі, все треба вирішувати на основі принципово зважених підходів із застосуванням прогнозно-аналітичних прорахунків в екології цієї водойми та прилеглої території. Тільки за таких умов можливе прийняття правильного рішення.

На жаль, останнім часом все частіше лунають вимоги про термінове вирішення питання шляхом поновлення з'єднання водойми із морем [2]. Вважають, що потрібно провести роботи щодо локального руйнування частини дамби, а у подальшому наступить відновлення і природа візьме своє. Таке тлумачення є великою помилкою, яка, до речі, один раз вже була зроблена чверть століття тому, коли приймали рішення щодо будівництва означеної дамби. Саме наприкінці 70-х років було виконане техніко-економічне обґрунтування (ТЕО) будівництва водогосподарського комплексу (ВГК) Дунай-Дніпро. І першим серед п'яти транзитних водосховищ, що мали бути споруджені вздовж його траси у межиріччі від Дунаю до Дніпра, стало Сасикське [3]. В подальшому, спираючись на вже існуючі матеріали, і особливо у зв'язку із накопиченням додаткових даних, була доведена вся еколого-економічна недоцільність створення ВГК. Розпочате будівництво припинили, а Сасикське водосховище почало функціонувати як автономна водойма в межах ДДЗС [1].

Отже, склалася парадоксальна ситуація — на півдні країни було споруджено досить крупну штучну водойму без будь-яких еколого-економічних прорахунків щодо використання та експлуатації всього комплексу у тому вигляді і призначенні, в якому вона зараз експлуатується. Ті проектні розробки, які були залучені при будівництві споруди стосувались іншого водного об'єкту — а саме: Сасикського водосховища у складі ВГК Дунай-Дніпро. Саме через таке неузгодження і почала накопичуватись низка екологічних проблем, що концентруються навколо Сасика та прилеглої до нього території. І головне питання полягає в тому, як ці проблеми розв'язати і однозначно уникнути ще більших економічних і екологічних негараздів.

Отже, не торкаючись більше питання існування чи руйнування дамби без всебічної еколого-економічної оцінки такого кроку, зробимо спробу зважити доцільність майбутнього існування Сасикського водосховища у прісноводному варіанті. Що являв собою лиман Сасик до спорудження ДДЗС? До речі, мабуть треба нагадати, що поняття “сасик” у перекладі з тюркської означає — гнилий, тобто у самій назві водойми закладено її визначення — гниле озеро. Відомо, що до зарегулювання Сасик був мілководною водоймою із середньою глибиною близько 2 м та площею водного дзеркала 170-180 км², тобто серйозних змін в географії водойми та її морфометричних показниках у зв'язку з реконструкцією та опрісненням не відбулося. Зв'язок із морем здійснювався завдяки тимчасово існуючим прорвам або проранам, які час від часу заносились піщаними пересипами. Літературні джерела свідчать, що постійного зв'язку у Сасика з морем не було: прорани замулювались і заносились піском, на їх місці утворювались нові прорви, які згодом також припиняли своє існування. Тобто в межах порівняно великого терміну часу (із початку XVII століття), Сасик був прикладом існування великомасштабної динамічної природної малопроточної системи із достатньо високими граничними показниками солоності води. Так, наприкінці XIX століття зв'язок із морем припинився на досить тривалий час — майже 40 років. У цей період значно підвищились показники загальної мінералізації води, які досягали позначки 70 ‰ та вище, тобто водойма перетворилась у гіперсолону. В подальшому, за рахунок утворення нового прорану та відновлення зв'язку із морем, середні показники вмісту солі у воді почали знижуватись і досягли позначки 10-12 ‰, а у верхній, більш опрісненій частині водойми, показники загальної мінералізації води знизились до 5 ‰ і навіть нижче. Отже, час від часу водойма частково опріснювалась і переходила у клас солонуватоводних.

У рибогосподарському плані використання Сасика в основному зводилось до промислу атерини чорноморської (*Atherina moschoni pontica* Eichw.). Саме цей вид риби на 95-97 % домінував у загальних показниках середньорічного вилову за період 60-78 рр. Вся виловлена атерина в подальшому перероблялась

на білкову кормову суміш. Вилловувалась тут також невелика кількість кефалі (лобан — *Mugel cephalus* L.; сінгіль — *Mugel auratus* (Risso); гостроніс — *Liza saleans* (Risso)) та чорноморської камбали — глоси (*Platichthus flesus* (*Platichthus flesus* (Pall))). Але останні представники іхтіофауни, як і деякі із видів бичків в масі своїй були здебільшого об'єктами любительського рибальства і на показники загального рибодобування особливо не впливали.

Після створення морської дамби і опріснення Сасика, склад іхтіофауни докорінно змінився. В статистиці вилову почали домінувати такі цінні види риб як лящ, сазан, судак, товстолоби та карась. В перші роки створення водосховища видобувалась також велика кількість окуня та жереха. Максимальні показники промислової рибопродуктивності були досягнуті у 1985-1988 рр. (більше 50 кг/га), коли у водосховищі видобувалось 12 тис. центнерів риби на рік. В подальшому улови знизились і зараз у середньому становлять 4-5 тис. центнерів. При цьому багаторічні спостереження і виконані гідробіологічні дослідження останніх років свідчать, що за рахунок інтенсивного лову і практичної відсутності заходів щодо наступного зариблення водойми спостерігається елементарний перевиллов. Кормових ресурсів забагато, а рибні запаси не поновлюються і кількість виловленої риби з року в рік зменшується.

Шляхом раніше виконаних досліджень [1] було доведено, що тільки за рахунок заходів інтенсифікації використання рибопродуктивних можливостей Сасикського водосховища, корисна рибовіддача може зрости в 12-15 разів і становитиме 100 і більше центнерів на га. Якщо ж взяти до уваги потенційні характеристики кормової бази кожного окремого трофічного рівня та здійснення низки заходів які пов'язані з інтродукцією деяких перспективних об'єктів промислу, наприклад, осетрових, кефалевих, дунайського оселедця та інших, вимальовуються дуже позитивні перспективи. Навіть такі заходи, що не потребують великих матеріальних вкладень, наприклад, зариблення рослиноідними видами риб, вже протягом 2-3 років, враховуючи прискорений темп росту сасикського стада, стануть вагомим внеском у процесі підвищення корисної рибогосподарської віддачі цієї водойми.

Неможливо залишити поза увагою і перспективу створення на цьому водосховищі лиманного рибогосподарського комплексу по вирощуванню осетрових та інших цінних об'єктів промислу. На жаль в Україні зараз функціонує тільки один риборозведний завод — Херсонський, який знаходиться у місті Гола Пристань. Всі інші, що були створені на північному та північно-західному узбережжі Чорного моря, відійшли до Росії. Використання для цих цілей мілководного, що добре прогрівається Сасикського водосховища, екологічно та економічно обґрунтовано і має перспективи для реалізації. Для цього треба додати, що колись проект створення рибозаводу в гирлі Дунаю існував, проектна документація була розроблена, а от до впровадження цих планів в рибогосподарське виробництво справа не дійшла, мабуть до означеної проблеми, зважаючи на актуальність питання з позицій сьогодення, треба повернутись. В умовах скорочення вилову риби на океанічних просторах, освоєння потенційних можливостей внутрішніх водойм та континентального шельфу на основі екологічно обґрунтованої інтенсифікації виробництва, чи не єдиний шлях розвитку морського рибогосподарського комплексу.

Останнє, на що необхідно звернути увагу відносно потенційних можливостей розвитку регіону півдня Одеської області, пов'язано із водним господарством. Постало нагальне питання створення розгалуженої мережі питного водопостачання і взагалі комунального водогосподарського комплексу. Ця проблема потребує прискіпливої і постійної уваги, бо саме із нею пов'язані процеси зниження соціальної напруженості не тільки в Бессарабії, а й в усьому півдні України, підвищення добробуту населення, створення нових робочих місць. Саме невідкладним вирішенням цього питання окреслюється шлях створення умов життя населення згідно із європейськими стандартами. Всі інші підходи вже були випробувані, але головного питання — забезпечення стабільного розвитку регіону на основі комплексного водопостачання поки що не вирішили. Такий підхід можливий тільки за умов комплексного використання дунайської води і транспортування її вглиб території до міста Одеси включно. І тут треба підкреслити, що за роки існування ДДЗС багато питань саме цього напрямку вже вирішено. Практично завдяки каналу Дунай-Сасик, безпосередньо Сасицькому водосховищу у напрямку південь-північ, насосними станціями, що здійснюють подачу води по каналах на північ від водосховища у напрямку м. Сарати, дунайська вода вже подолала відстань близько 100 км. Залишилось менше 80 км до комплексу очисних споруд, що розташовані на лівому березі Дністра, які на сьогодні частково забезпечують питною водою Одесу. Але за браком водних ресурсів р. Дністра подальше нарощування потужностей цих очисних споруд — неможливе. І на питання, звідки брати воду для забезпечення потреб населення і промисловості одного із найбільших міст України — Одеси, відповідь може бути тільки одна — із Дунаю. Для вирішення цього нагального питання потрібні значні капіталовкладення, залучення потужних інвесторів і взагалі розробка та впровадження принципово нової стратегії водозабезпечення і водопостачання.

Нова стратегія водного господарства в регіоні півдня Одеської області повинна стати домінуючою, бо тільки в цьому випадку може бути досягнутий якісний прорив в галузі водопостачання. Резерви місцевого рівня вичерпані і води в Одесі за будь-яких альтернатив більше не стане, якщо до вирішення цієї проблеми не буде залучено потужний дунайський резерв. Треба нарешті зрозуміти, що замість того, щоб

докладати зусилля і кошти для відновлення з'єднання Савицького водосховища із морем і перетворення цієї водойми на мілководну, мало проточну солону калюжу, що не буде мати ніяких перспектив використання її ні у господарському, ні у рекреаційному відношенні, необхідно врешті-решт дати відповідь на питання, чи буде Одеса із водою і звідки її брати. Позитивна відповідь на поставлене питання лежить у площині використання саме дунайського резерву. За будь-яких інших обставин мільйонне місто водою не забезпечити, очисні та каналізаційні споруди, що відповідають сучасним вимогам не створити, комплексно, із перспективою на майбутнє проблему не вирішити. Всі ці питання зосереджені на єдиній проблемі: яка подальша доля Сасикського водосховища — з'єднання його із морем і перетворення водойми на безперспективний водний об'єкт, яких до річчів і так чимало у північно-західному Причорномор'ї, або використання його як майбутнього резерву водозабезпечення цього посушливого і бідного водними ресурсами регіону. Вже неодноразово доведено, що базис будь-якої економічної системи складають саме водні ресурси. Мабудь слід нагадати, що Україна у Європі належить до найменш забезпечених водою держав. Тому ні в якому разі не можна нехтувати таким резервом, що є у дунайському регіоні, тобто водою Дунаю. З одного боку інших резервів якісної природної води в країні просто немає, а з іншого — у посушливому регіоні півдня Одещини, включаючи і саме це третє за чисельністю населення місто в Україні. — резерв цей залишається не використаним у повному обсязі.

ЛІТЕРАТУРА

1. Биопродуктивность и качество воды Сасыкского водохранилища в условиях его опреснения / Т.А.Харченко, В.М.Тимченко, А.И.Иванов и др. — К.: Наук. думка, 1990. — 350 с.
2. Информационный бюллетень общественной экологической организации “Возрождение”// “Экобюллетень”. — 2000. — № 25. — 8 с.
3. Экологические проблемы межбассейновых перебросок стока / В.Д.Романенко, О.П.Оксинок, В.Н.Жукинский и др. — К.: Наук. думка, 1984. — 256 с.

УДК 594.125:504.062.2

Т.А. Харченко, Ю.М. Воликов, К.Е. Зоріна-Сахарова

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ.

ДРЕЙСЕНА В ВОДОЙМАХ УКРАЇНИ ТА ВИКОРИСТАННЯ ЇЇ БІОРЕСУРСНОГО ПОТЕНЦІАЛУ

Двостулкові молюски роду *Dreissena* протягом минулого століття стали одними із наймасовіших безхребетних макрзообентосу Північної півкулі. При чому останні 5–17 років характеризувались їх проникненням у водойми та водотоки Північної Америки, в яких вони розповсюдились із вибуховою швидкістю [2, 3]. Необхідно відмітити, що мова іде про два види дрейсен — *Dreissena polymorpha* (Pall.) та *D. bugensis* Andr., які мешкають у прісних водах. Три інші види цього роду — *D. elata* (Andr.), *D. caspia* Eichw. та *D. rostriformis* (Desh.) є морськими формами, не переносять опріснення і обмежені у розповсюдженні географією Каспію.

З життєдіяльністю дрейсени пов'язані такі важливі функціональні характеристики водойм та водотоків, як самоочисна здатність водних екосистем, їх біопродукційний потенціал, показники розвитку кормової бази риб та ін. Дуже часто присутність дрейсени сприяє виникненню біоперешкод у водопостачанні, значно підвищує вартість транспортування води по трубах, водоводах, дюкерах. Отже, екологія цих молюсків безпосередньо пов'язана із рядом екологічних питань: формуванням якості води, підвищенням її собівартості при транспортуванні, використанням дрейсени у ролі нетрадиційного біоресурсу. Приймаючи до уваги масштаби розвитку цих молюсків в водоймах і водотоках України, еколого-фізіологічної можливості виду, здатність до швидкого накопичення біомаси і концентрації великої чисельності (до сотень тис. екз./м²) на порівняно малій площі, можна стверджувати, що у вигляді саме нетрадиційного біоресурсу прісних водойм, дрейсена має великі перспективи.

Перший вид — *D. polymorpha*, має значно ширше розповсюдження, ніж інший представник роду — *D. bugensis*. Саме цьому молюску притаманний ряд назв-синонімів, що відображають особливості екології виду — мандрівна черепашка, дрейсена річкова, строкатий молюск або зебра, дрейсена мінлива, та ін. Розширення меж ареалу *D. polymorpha* протягом ХХ століття відбувалось (і продовжує відбуватися) досить швидкими темпами. А у водоймах Північної Америки спостерігається явище так званої екологічної інвазії — потужного, некерованого і необмеженого розповсюдження цих молюсків на значні території.

Більшість дослідників пов'язують розширення ареалу дрейсени за межі Понтокаспію розвитком судноплавства, переносом молюсків, що прикріпилися до кораблів, на значні відстані по річках та каналах. Навіть подолання Ла-Маншу і освоєння ними водойм Великої Британії також відбулося внаслідок розширення мережі морських шляхів. Показано, що в умовах поступового збільшення мінералізації води молюски нормально функціонували при солоності до 11‰, а загибель наступала при 17‰. В подальшому, ці дані були підтверджені експериментальними працями по вивченню адаптації дрейсен до солоності і науковими спостереженнями динаміки популяції *D. polymorpha* Північного Каспію (Харченко та ін., 2000).

Інший вид роду — *D. bugensis* — був виявлений у пониззі Південного Бугу і у Бузькому лимані наприкінці XIX століття. В першій половині минулого століття бузька дрейсена заселила Дніпровський лиман і акваторію створеного пізніше Дніпровського (тепер Запорізького) водосховища. В подальшому, після зарегулювання Дніпра каскадом ГЕС, цей вид почав зустрічатися у складі бентосу і перифітону всіх дніпровських водоймищ. Домінуючи за чисельністю і біомасою, він в окремих випадках почав звужувати межі розповсюдження дрейсени річкової, яка оселилась тут раніше.

Взагалі, розширенню ареалів обох видів дрейсен сприяє не тільки судноплавство, гідробудівництво та інші зовнішні фактори, але й деякі гідробіоти. Так, в літературі наведені дані щодо міграції молоді дрейсени супроти течії за допомогою амфіпод і річкових раків [2]. Багато дослідників відмічали також прикріплення дрейсен до більших за розмірами молюсків р. *Unio*, водоростей і вищих водяних рослин [1]. При цьому фрагменти макрофітів з дрейсенами, що на них оселились, часто відриваються завдяки течії і переносяться на великі відстані, що значно прискорює процес заселення тих чи інших водойм. Наприклад, аналогічна картина спостерігалася нами у зв'язку із розповсюдженням дрейсени каналами півдня України.

В останні десятиріччя на перший план почали висуватись антропогенні фактори, які сприяють розселенню цих молюсків по водоймах, і головний із них — інтенсивна евтрофікація природних вод. Саме завдяки збільшенням концентрації органічних речовин в природних водах значно підвищилась спроможність молюсків накопичувати у великій кількості біомасу. Так, зараз, середні показники розвитку дрейсени в бентосі і перифітоні окремих ділянок літоралі дніпровських водосховищ складають 5–8 кг/м², в магістральних каналах комплексного призначення ця цифра підвищується до 12–15 кг/м², в водоймах-охолоджувачах ГЕС і АЕС вона досягає величини 20 кг/м², а в таких гідротехнічних спорудах як дюкери і водоводи магістральних трубопроводів біомаса дрейсени, що концентрується в обростанні, становить 50 і більше кг/м².

Дрейсени, як і інші види молюсків каспійського походження, зберегли характерні ознаки морських форм — розмноження за допомогою планктонних личинок — велігерів. Ця сторона розвитку є однією з основних, що сприяє швидкому освоєнню дрейсенами нових місцеперебувань. Строки розмноження цих організмів тісно пов'язані також із температурним фактором. У водоймах України дрейсени починають розмножуватися по весні (квітень-травень), при підвищенні температури води до 12°C. Репродукційний період розтягнутий у часі, що обумовлюється різними термінами визрівання окремих розмірно-вікових груп, що формують популяцію. Тому, весь період розвитку дрейсени у тій чи іншій водоймі характеризується сталим вмістом невеликої кількості велігерів у воді (від двох-трьох десятків до декількох сотень на 1 м³), а також різким підвищенням їх чисельності під час масового нересту (до сотень і навіть мільйонів екз./м³). Життєва форма у вигляді планктонної стадії існує один-два тижні і тільки в деяких випадках (при тимчасовому зниженні температури води) розвиток затримується, і час перебування у планктоні збільшується.

Після завершення планктонної стадії розвитку, личинки утримуються на твердих підводних субстратах за допомогою бібусних ниток. Секрет для утворення таких ниток виділяється спеціальною залозою. У подальшому дрейсенам притаманний прикріплений спосіб існування, тобто вони є організмами перифітону або обросту прісних вод.

Середня тривалість життя молюсків — 5–6 років. В окремих випадках зустрічаються і більш старіші екземпляри. Статева зрілість настає при досягненні розміру 14 мм, що можливо вже для цього річних особин, які входять до складу весняної генерації. Саме тому, процес заселення дрейсенами водойм носить лавиноподібний, або вибуховий характер і відбувається дуже швидко у просторово-часовому вимірі.

Розвиток дрейсени на субстраті, до якого прикріпилась личинка, пов'язаний з її ростом. Проведені дослідження щодо темпів росту дрейсени в каналах півдня України показали, що взаємозв'язок лінійних розмірів і маси тіла молюсків відповідає наступному рівнянню: $W = (0,00022 \pm 0,00009) \cdot L^{2,73+0,34}$, де W — маса, г; L — довжина черепашки, мм. При цьому лінійний ріст молюсків описується рівнянням: $L_t = 35,0 \cdot (1 - e^{-0,62t})$, а приріст маси в процесі розвитку підпорядковується такій залежності: $W_t = 3,61 \cdot (1 - e^{-0,62t})^{2,73}$. В наведених рівняннях t — проміжок часу, що дорівнює одному року; e — основа натуральних логарифмів.

В останніх двох рівняннях показник ступеня ($k = 0,62$) є константою росту. Якщо його порівняти з аналогічними показниками для дрейсени з інших водойм в межах ареалу, то виявляється, що він по абсолютній значущості один із найбільших. Тобто, на півдні України дрейсена росте набагато швидше, ніж у будь-якій іншій частині ареалу в Європі. Саме тому в цьому регіоні викриваються широкі можливості для культивування дрейсени з метою отримання біоресурсної сировини.

ЛІТЕРАТУРА

1. Зорина Е.Е. Размерная структура поселений дрейсены на крупных унионидях // Другий з'їзд Гідроекологічного товариства України. Тези доп. — Т.1 — Київ, 1997. — С. 112 — 113.
2. Харченко Т.А. Дрейсена: ареал, екологія, біоперешкоди // Гидрообіол. журн. — 1995. — Т. 31, № 3. — С. 3–21.
3. Харченко Т.А., Ємельянова Л.В., Ляшенко А.В., та ін. Використання нетрадиційних біоресурсів внутрішніх водойм на основі підвищення їх біорозманітності методами культивування та інтродукції. — Київ, 2000. — 64 с.

УДК 594. 1: 591. 4

Л.М. Хлус¹, К.М. Хлус², О.В. Колотило¹

¹Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича, м. Чернівці

²ДП НДІ медико-екологічних проблем МОЗ України, м. Чернівці

МІНЛИВІСТЬ КОНХОЛОГІЧНИХ ПАРАМЕТРІВ ЛОКАЛЬНОЇ ПОПУЛЯЦІЇ *Unio pictorum* L. (*Bivalvia*, *Unionidae*)

Незважаючи на те, що родина Unionidae вивчалася багатьма дослідниками, в даний час немає єдиної думки щодо видової структуризації роду Unio. Розповсюджене твердження, що це пов'язано з надзвичайно великою фенотиповою мінливістю моллюсків [2]. Однак спеціального вивчення цього питання в даний час не здійснювалося. З іншого боку, мінливість морфологічних параметрів черепашок моллюсків з успіхом можна використовувати також з метою екомоніторингу стану довкілля. Останній підхід вимагає наявності базових величин згаданих параметрів, отриманих для популяцій, що мешкають в умовно чистих біотопах, а також тривалих спостережень. Ми скористалися унікальною можливістю дослідити мінливість черепашок перлівниці з популяції, яка довгий час існує в річці Гукео (західна частина Хотинської височини) і для якої опубліковані результати морфобіологічного аналізу здійсненого понад 40 років тому [1].

Матеріалом для дослідження були виборки з популяції *Unio pictorum* L., зібрані кількісно з ділянок площею 25 м² у межах безперервного розповсюдження в р. Гукео в околицях с. Чорнівка Новоселицького району Чернівецької області в липні 1999 (597 особин) та липні 2000 (1000 особин) років. Після дослідження вікової структури виборок у кожній черепашки штангенциркулем з точністю до 0,1 мм вимірювали довжину (l), висоту (h) та опуклість (d) черепашки, відстань між відбитками м'язів-замикачів (lm), товщини черепашки під м'язом-ретрактором (t_1), під латеральним зубом (t_2), на задньому кінці черепашки (t_3) та під відбитком переднього замкача (t_4), кутоміром вимірювали верхівковий (α) та сифональний (β) кути. Проміри здійснювали у кожній віковій групі окремо, отримані результати обраховували загальноприйнятими методами варіаційної статистики [3].

Віковий розподіл моллюсків у виборці наведений на рисунку. Відомо, що ювенільні особини уніонід оселяються там, де статевозрілі, як правило, не живуть.

Підростаючи, молодь поступово наближається до берегів і концентрується у прибережній смузі водойм [4]. Отже, отримані нами результати коректно характеризують вікову структуру статевозрілої частини популяції, не зачіпаючи її наймолодшої частини.

Комплексний аналіз одинадцяти меристичних конхологічних ознак (табл. 1, 2) дозволив розділити досліджувані параметри на дві категорії: закономірно зростаючих по мірі збільшення віку тварин (сюди слід віднести усі лінійні показники) та сталі, практично незалежні від віку (верхівковий та сифональний кути). Очевидною є таксономічна цінність останніх, тоді як показники першої групи можна розглядати як потенційні біоіндикаційні характеристики.

Порівняння середніх значень основних габітуальних параметрів черепашки (довжини та висоти) 4 — 6 річних особин з виборок перлівниць 1957-1959 [1] та 2000 р. показало їх досить високу сталість у часі (для 4-х річних тварин у 50-х роках вони склали 43,3 та 22,4 мм відповідно; для 5-ти річних — 48,0 та 24,9; для 6-ти річних — 58,0 та 29,5 мм). Одночасно розмах варіювання, оцінений за мінімальними та максимальними значеннями згаданих параметрів, у сучасній популяції значно більший. Можливо, це

ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ВОД УКРАЇНИ. ПІСНОВОДНІ ЕКОСИСТЕМИ

відображає більшу мінливість умов існування популяції *U. pictorum*, пов'язану зі зростанням антропогенного навантаження у досліджуваному регіоні.

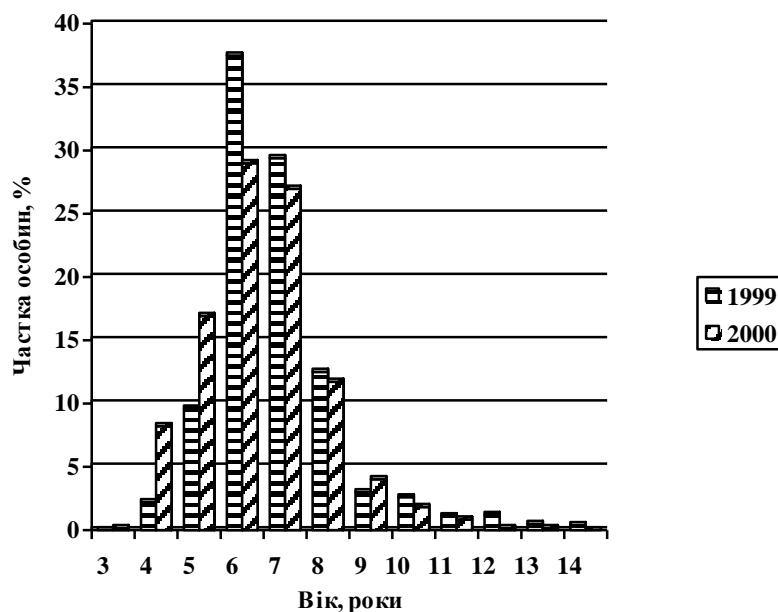


Рис. Вікова структура популяції *Unio pictorum* L. у 1999-2000 рр.

Таблиця 1

Морфометричні показники *Unio pictorum* ($\bar{x} \pm S_x$)

Вік, роки	<i>l</i> , мм	<i>h</i> , мм	<i>d</i> , мм	<i>w</i> , з	<i>lm</i> , мм	α , градуси	β , градуси
4	43,77±2,04	24,23±0,88	6,87±0,30	5,14±0,61	22,09±1,19	159,91±0,47	60,14±0,52
5	43,65±0,71	24,51±0,35	7,18±0,13	4,46±0,24	22,69±0,42	159,86±0,18	59,82±0,10
6	48,34±0,26*	26,95±0,14*	8,18±0,07*	6,26±0,13*	25,16±0,16*	159,82±0,07	59,79±0,05
7	51,67±0,20*	28,0±0,12*	8,49±0,05*	7,41±0,12*	25,99±0,15*	159,79±0,08	59,76±0,07
8	52,76±0,37*	28,53±0,21*	8,99±0,11*	8,08±0,21*	26,62±0,23*	160,02±0,12	59,74±0,14
9	55,19±0,91*	30,31±0,46*	9,92±0,28*	11,47±0,95*	28,03±0,62*	159,67±0,23	60,5±0,28*
10	58,61±1,08*	32,20±0,68*	10,59±0,34	12,94±0,93	29,12±0,63	159,77±0,13	59,62±0,27*
11	56,65±1,98	31,68±0,97	11,04±0,52	14,36±1,80	28,27±1,43	158,63±0,61	60,0±0,0
12	58,55±2,12	32,65±1,04	10,42±0,66	16,67±2,24	28,42±0,87	160,42±0,42*	60,0±0,0
13	61,60±0,98	32,80±0,49	11,52±0,93	20,0±2,45	33,60±0,98*	160,0±0,0	60,0±0,0
14	63,0±1,73	34,0±0,0*	11,50±0,29	20,50±1,44	34,0±2,31	159,0±0,58	60,0±0,0

Примітка: * — вірогідна різниця порівняно з попередньою віковою групою ($p < 0,05$)

Таблиця 2

Показники товщини черепашки *Unio pictorum* ($\bar{x} \pm S_x$)

Вік, роки	<i>t</i> ₁ , мм	<i>t</i> ₂ , мм	<i>t</i> ₃ , мм	<i>t</i> ₄ , мм
4	1,89±0,06	1,32±0,08	0,81±0,05	1,81±0,16
5	1,96±0,05	1,27±0,04	0,83±0,02	1,79±0,05
6	2,25±0,03*	1,41±0,02*	0,91±0,01*	2,11±0,03*
7	2,40±0,03*	1,52±0,02*	0,98±0,01*	2,22±0,03*
8	2,50±0,05	1,52±0,03	1,0±0,015	2,29±0,05
9	2,81±0,13*	1,51±0,07	1,02±0,02	2,40±0,11
10	3,0±0,15	1,74±0,08*	1,15±0,06	2,72±0,13
11	3,18±0,26	1,88±0,15	0,96±0,03*	2,75±0,28
12	2,93±0,18	1,67±0,10	1,15±0,08*	2,62±0,24
13	3,06±1,27	2,12±0,44	1,80±0,49	3,26±0,73
14	3,13±0,47	1,70±0,17	1,10±0,06	3,13±0,47

Примітка: * — вірогідна різниця порівняно з попередньою віковою групою ($p < 0,05$)

Отримані базові значення морфометричних конхологічних параметрів однієї з фонових природних популяцій широко розповсюдженого на території України виду перлівниці дозволять надалі здійснити поглиблений математичний аналіз їх внутрішньопопуляційної мінливості та можуть бути використані у роботах з екологічного моніторингу стану довкілля.

ЛІТЕРАТУРА

1. Иванчик Г. С. К изучению биологии перловицы яйцевидной реки Гуцео // Науч. ежегодник Черновицкого ун-та за 1959 г. — Черновцы: Изд-во ЧГУ, 1960. — С. 447 — 449.
2. Кодолова О. П., Логвиненко Б. М. Сравнение разных популяций двустворчатых моллюсков *Unio pictorum* и *U. tumidus* (Unionidae) по системам миогенов и морфологии раковин // Зоол. журнал. — 1973. — Т. 52, № 7. — С. 988 — 999.
3. Лакин Г. В. Биометрия. — М.: Высш. шк., 1990. — 352 с.
4. Стадниченко А. П.. Фауна України. Перлівниці. Кулькові (Unionidae. Cycladidae). — 1984. — Т. 29, вип. 9. — К.: Наук. думка, 1984. — 384 с.

УДК {581.526.3:627.8.064.3}(285.33)(477)

К.М. Цапліна

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

МЕХАНІЗМИ ФУНКЦІОНУВАННЯ СПІЛЬНОТ ЗАНУРЕНИХ РОСЛИН У ВЕРХНІЙ ДІЛЯНЦІ КАНІВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

Стан водних екосистем значною мірою залежить від водного режиму, що визначає структурно-функціональні особливості біоти. Для оцінки функціонування екосистеми водного об'єкту в цілому, необхідно визначити механізми функціонування окремих її компонентів. Одним з основних компонентів гідробіоценозів є занурена рослинність, яка вегетує в літоралі водосховищ. Вона відноситься до однієї з груп автотрофів, що створюють первинну продукцію водою.

Метою наших досліджень було вивчення механізмів функціонування спільнот занурених рослин на верхній ділянці Канівського водосховища залежно від режиму роботи Київської ГЕС та збільшенні антропогенних навантажень і визначення їх стійкості за цих умов.

Під механізмом функціонування спільнот занурених рослин слід розуміти їх відгуки на вплив певних (абіотичних та біотичних) чинників, внаслідок яких відбуваються зміни структурно-функціональних показників, що забезпечують збереження стабільності спільнот.

Натурні дослідження проводились у фітоценозів занурених рослин верхньої ділянки Канівського водосховища у період їх найбільш інтенсивної вегетації (з червня по вересень) з 1996-2000 рр. Вивчали динаміку фітомаси занурених рослин та нитчастих водоростей [3], інтенсивність їх фотосинтезу за окремі проміжки часу [2, 5], гідрохімічні показники на незарослих ділянках та у фітоценозах [1]. Реєстрували рівень води, як один з основних антропогенних чинників у досліджуваній акваторії.

Верхня ділянка Канівського водосховища включає основне русло та різноманітні елементи додаткової мережі: рукави, стариці, заплавні водойми, затоки. Стан екосистеми цієї ділянки значною мірою залежить від роботи Київської ГЕС. Амплітуда коливань рівня води зумовлюється витратами її в період попусків та відстанню від греблі Київської ГЕС вниз за течією. Внаслідок добових коливань відбувається водообмін між основним руслом та додатковою мережею. Сезонні коливання рівня води на ділянці незначні [4]. За рахунок стічних вод м. Києва створюється значне антропогенне навантаження.

Найбільший вплив на розвиток та функціонування спільнот занурених рослин справляє робота Київської ГЕС. Одним з механізмів функціонування таких спільнот в умовах постійних коливань рівня води є їхня здатність розвиватись на невеликих глибинах. Такий характер вегетації дозволяє рослинам досить ефективно утилізувати енергію сонячної радіації в умовах підвищеної каламутності підповерхневого шару води, що зумовлюється двома чинниками: надходженням промислово-побутових стічних вод м. Києва та значним розвитком фітопланктону і нитчастих водоростей у складі фітоценозу. Максимальна біомаса фітопланктону у спільнотах занурених рослин сягала 18 мг/л, біомаса нитчастих водоростей- до 4 кг/м² сірої маси. Приуроченість до мілководних ділянок значно скорочує площі заростання. Найменші площі фітоценозів занурених рослин характерні для ділянок, розташованих біля греблі Київської ГЕС. У міру зменшення швидкостей течії та амплітуди коливань рівня води площі, зайняті ними, збільшуються. На водних об'єктах додаткової мережі площі заростання зануреними рослинами залежать переважно від коливань рівня води і вони значно більші, ніж у русловій ділянці водосховища.

В умовах постійного посилення антропогенного впливу стічних вод видове різноманіття занурених рослин на верхній ділянці водосховища незначне. Vegetують найбільш стійкі до цих чинників- рдесник пронизанолистий (*Potamogeton perfoliatus* L.), кушир темнозелений (*Ceratophyllum demersum* L.), елодея канадська (*Elodea canadensis*, L.), водопериця колосиста (*Myriophyllum spicatum* L.), рдесник гребінчастий (*P. pectinatus* L). Не реєструвались на досліджуваних ділянках рдесники блискучий (*P. lucens* L.) та різнолистий (*P. heterophyllum* Scheb.) — представники занурених рослин слабоекотрофних водойм [6]. Такі структурні перетворення фітоценозу можна розглядати як один з механізмів функціонування спільнот занурених рослин.

За високої повені навесні та невеликих витрат води через греблю Київської ГЕС влітку розвиток занурених рослин у водосховищі на властивих їм глибинах починається значно пізніше — в кінці червня на початку липня. Влітку продукційні процеси у занурених рослин переважають над деструкційними тільки протягом першої половини світлової доби, у другій половині доби деструкція або урівноважена з продукцією або перевищувала її. Фітомаса занурених рослин на дослідних ділянках коливалась в межах 0,6-1,2 кг/м² сирової маси. Відомо, що за таких умов поглинання біогенних речовин зануреними рослинами знижується і вони перехоплюються нитчастими водоростями [6, 7]. Тому занурені рослини влітку відмирають, оповиті нитчастими водоростями, а продукти їх розпаду включаються в екосистемний колообіг.

При низькій весняній повені та великих витратах води через греблю ГЕС влітку розвиток занурених рослин починається рано — в кінці травня. Влітку продукційні показники їх перевищують деструкційні протягом всієї світлової доби. За цих умов занурені рослини активно поглинають біогенні речовини, надовго виключаючи їх з колообігу і стримуючи розвиток нитчастих водоростей. Максимальна фітомаса їх сягала 3,5 кг/м² сирової маси, а біомаса нитчаток не перевищувала 0,8 кг/м² сирової маси.

Стійкість спільнот занурених рослин на верхній цій ділянці Канівського водосховища оцінюється за величиною амплітуди коливань флюктуацій. Одним з механізмів функціонування (або механізмом стійкості занурених рослин) за цих умов є здатність останніх розмножуватись не тільки вегетативно, але й утворювати у несприятливих умовах туріони, які осідають на дно, а потім розвиваються при сприятливих умовах (7). У зв'язку з тим, що у Канівському водосховищі в цілому підтримується постійний рівень води, сукцесійні процеси у спільнотах занурених рослин будуть проходити повільно і в більшій мірі залежати від антропогенних навантажень автохтонного та алохтонного походження.

ЛІТЕРАТУРА

1. Алейкин А.О., Семенов А.Д., Скопинцев Б.А. Руководство по химическому анализу вод суши. — Л: Гидрометиздат, 1973. — 269 с.
2. Астапович Н.Г. Фотосинтез макрофитов в неглубоких водоемах // Тр. Белар. НИИ рыб.хоз. — 1972. — Т. 8. — С. 88-94.
3. Катанская В.М. Высшая водная растительность континентальных водоемов СССР. — М., Наука. — 1981. — 82 с.
4. Окснюк О.П., Тимченко В.М., Давыдов О.А. и др. Состояние экосистемы Киевского участка Каневского водохранилища и пути его регулирования. — Киев, 1999. — С. 59.
5. Покровская Т.Н. Экологические условия фотосинтеза литоральных гидрофитов // Антропогенное евтрофирование озер. — М: Наука, 1976. — С. 17-24.
6. Покровская Т.Н., Миронова Н.Я., Шилькрот Г.С. Макрофитные озера и их евтрофирование. — М: Наука, 1983. — 153 с.
7. Смирнова Н.Н. Физиология высших водных растений. — К: Наук. думка, 1988. — С. 185.

УДК 556. 114. 7 (282. 247. 314)

М.І. Чередарик

Чернівецький національний університет ім. Юрія Федьковича, м. Чернівці

ОЦІНКА СУЧАСНОГО СТАНУ ГІДРОХІМІЧНОГО РЕЖИМУ ТА ПРОДУКЦІЙНО-ДЕСТРУКЦІЙНИХ ПРОЦЕСІВ ГІРСЬКИХ РІК ДНІСТРОВСЬКО-ПРУТСЬКОГО БАСЕЙНУ

Гірські ріки Карпат, що входять до єдиної гідрографічної мережі України, поряд з великим народно-господарським значенням, становлять інтерес у плані наукового вивчення функціонування гідроєкосистем як єдиного цілого, що включає дослідження гідрохімічного режиму та його зв'язок з процесами продукування енергії в екосистемі.

Швидкості течії гірських рік великі — 1-2 м/сек, а під час проходження паводків — 4-5 м/сек [2]. Гідрологічні особливості досліджуваних рік визначають фізичні властивості й хімічний склад води,

формують гідробіологічний режим, а також рівень первинного продукування органічної речовини, а відповідно, і характер функціонування наступних трофічних ланок, в тому числі й рибопродуктивність.

Дослідження сезонної динаміки основних компонентів хімічного складу води та продукційно-деструкційних процесів, їх зміни під впливом метеорологічних і антропогенних факторів проводились в гірських ріках Дністровсько-Прутського басейну річок Стрий, Свіча, Лімниця, Бистриця, Сірет, Черемош.

Досліджувані водотоки протікають по території, де інтенсивно розвинуті промисловість і сільське господарство західних областей України. Забрудненню промисловими і комунально-побутовими стоками в найбільшій мірою підлягають ріки Бистриця і Стрий, в яких також відмічається ефект евтрофування за рахунок надходження мінеральних добрив з сільськогосподарських угідь.

Як показали результати досліджень, газовий режим гірських рік порівняно сприятливий. Вміст розчиненого кисню характеризується досить високими величинами і змінюється від 9,3 мг/л в р. Бистриця, до 13,8 мг/л в р. Лімниця, або 103,0-128,4 % насиченості. Максимальні концентрації відзначаються навесні і восени, мінімальні — під час паводків.

Для досліджуваних водойм характерний пульсуючий характер динаміки вмісту у воді як розчиненої органічної речовини, так і біогенних елементів, зумовлений атмосферними опадами.

У забруднених ріках: Стрий та Бистриці суттєвий вплив на вміст органічних речовин у воді мають промислово-побутові стоки м. Стрия та м. Івано-Франківська. Нижче викиду перманганатна окиснюваність зростає вдвічі. В цілому, коливання цього показника не перевищували 3,0-8,2 мгО/л. В менш забруднених ріках Свічі, Лімниці, Сіреті, Черемоші перманганатна окиснюваність в різні сезони характеризується низькими величинами (1,2-5,0 мгО/л). Тільки в період дощів, більша частина яких має паводковий характер, величина перманганатної окиснюваності досягає максимальних значень. Подібні зміни характерні також для величини БСК₅.

В досліджуваних ріках концентрація біогенних речовин також визначається впливом метеорологічних умов та дією антропогенних і біологічних факторів. Протягом року високі концентрації всіх форм біогенів спостерігаються в забруднених ріках (Стрий, Бистриця), що пояснюється впливом комунально-побутових і промислових стоків міст Стрия та Івано-Франківська. В менш забруднених ріках (Лімниця, Свіча, Сірет, Черемош) концентрації біогенних елементів знаходяться на низьких рівнях, їх зростання відзначається тільки в період паводків.

Згідно еколого-санітарній класифікації поверхневих вод [1], якість води гірських рік Дністровсько-Прутського басейну оцінюється в діапазоні від "чистої" до "забрудненої" (класи 2-4, або оліго- α -мезосапробна зона). Води рік Свічі, Лімниці, Сірету, Черемошу відповідають класам 2-му і 3-му ("чиста" і "задовільної чистоти", або оліго- β -мезосапробна зона).

Щодо стану енергетичних перетворень в згаданих екосистемах, зумовленого рівнем продукування органічної речовини, інтенсивність якого нерозривно пов'язана з абіотичними факторами, в тому числі і з хімічними інгредієнтами води (біогенні елементи тощо), слід зазначити, що екосистеми гірських рік характеризуються низькими величинами первинної продукції. Деструкційні процеси перевищують продукцію фітопланктону в середньому на 29 %.

Сезонні дослідження продукційно-деструкційних процесів в гірських ріках виявили нерівномірну їх інтенсивність. Так, в ріках Бистриця і Стрий деструкційні процеси протікають інтенсивніше продукційних, а чиста продукція характеризується негативними величинами. Середньодобові величини загальної деструкції досягають 2,60-2,12 мгО₂/л і перевищують продукцію в 1,3-1,1 рази. Коефіцієнт самоочищення низький і становить у ріках Стрий та Бистриця відповідно 0,45, та 0,68.

В ріках Свіча, Лімниця, Сірет, Черемош спостерігається певна стабілізація продукційно-деструкційного балансу. Коефіцієнт самоочищення є високим і становить в середньому 1,08; 1,04; 0,95; 1,15, тобто процеси самоочищення переважають.

Отже, водотоки Дністровсько-Прутського басейну являють собою типово гірські потоки, що є визначальними у формуванні водно-гідробіологічного балансу екосистем, і відіграють значну роль у розвитку та стані холодноводного рибництва Карпатського регіону України.

ЛІТЕРАТУРА

1. Окснюк О. П., Жукинський В. Н. Методические приемы использования эколого-санитарной классификации поверхностных вод суши // Гидробиол. журн. — 1983. — Т. 19, № 15. — С. 63 — 67.
2. Природа Чернівецької області/ За ред. К. І. Геренчука. — Львів: Вища школа. — 1978. — 160 с.

УДК 574. 58 (282. 247. 324) (477)

Л.В. Шевцова, В.Ю. Яворский

Институт гидробиологии НАН Украины, г. Киев

ЦЕНОЗЫ ДОННОЙ ФАУНЫ РУСЛОВОГО УЧАСТКА р. ДЕСНЫ НА ТЕРРИТОРИИ УКРАИНЫ

Донная фауна Десны формируется под влиянием геоморфологического строения отдельных участков реки, физико-химических показателей различных биотопов, антропогенных нагрузок на реку. Важнейшее значение имеют такие гидрологические параметры как скорость течения и связь с пойменными водоемами. Кроме того, распределение донной фауны, в значительной степени, зависит от грунтов, формирующих дно реки. Каждому типу грунта соответствует определенный комплекс организмов. В. В. Полищук [1] выделял в р. Десна пять типов сообществ донной фауны: псаммореофильное, псаммопелофильное, пелореофильное, фитореофильное и литореофильное.

В данной работе рассмотрены только три первых биотопа, т. к. литореофильный комплекс наиболее характерен для верхнего участка Десны, который находится на территории России и не был исследован, а сообщества фитореофильного комплекса относятся к зоофитосу и не являются собственно донной фауной. Материалом для данной статьи послужили пробы зообентоса, отобранные на территории Украины в июле 1999 г. на 12 створах по руслу реки. Пробы зообентоса отбирали дночерпателем Экмана-Берджи, с площадью захвата 1/100м². Материал фиксировали 4% формалином.

В пробах определяли групповой и видовой состав беспозвоночных, их численность и биомассу. При анализе материала использованы коэффициенты сходства видов, индексы сапробности зообентосных организмов и другие соотношения отдельных групп беспозвоночных бентоса.

В равнинных реках смещение грунтовых наносов происходит под влиянием течения. В Десне доминируют песчаные грунты, но на плесах и местах затишья, где русло выходит в долину, накапливаются илы, которые при увеличении скорости течения перемещаются на новое место. Нестабильные грунты, которые размываются, слабо заселяются донными животными. Это, прежде всего, наблюдается на фарватере реки, где происходит постоянное вымывание грунтов. Наличие тех или иных гидробионтов указывает на качество субстрата. Так, присутствие губок указывает на стабильность грунтов, что отмечается на участке Десны выше впадения р. Шостка. Исчезновение губок указывает на наличие подвижных песчаных и илистых наносов. Илистые наносы приводят к изменению псаммореофильных биоценозов на пелореофильные. Иногда состояние донной биоты позволяет быстрее зарегистрировать изменения, происходящие в реке, чем это можно зафиксировать приборами. Так, наличие олигохет рода *Protopappus* может свидетельствовать о перемещении песков, личинки *Chironomus plumosus* — о заилении песчаного грунта и загрязнении дна органическими веществами.

Во время исследований псаммореофильные группирования встречались по всему продольному профилю реки. В их составе было 22 вида, которые относились к 7 группам беспозвоночных. Преобладали олигохеты, которые встречались в 88% всех отобранных проб, при колебаниях численности от 200 до 15300 экз./м² на втором месте были личинки хирономид (соответственно — 75 %, от 200 до 1600 экз./м²).

Доминирующим видом из олигохет был *Propappus volki* Michaelsen, из личинок хирономид — *Cryptochironomus zabolotskii* Geotch.

Состав беспозвоночных заиленных песков был более разнообразен — 45 видов, которые относились к 13 группам. На всех пунктах отбора проб встречались личинки хирономид при доминировании *Glyptotendipes gripercoveni* Kieffer, *Cryptochironomus defectus* Kieffer, *Paratendipes intermedius* Tschernovskij, моллюски — *Viviparus viviparus* (Linne), *Lithoglyphus naticoides* C. Pfeifer, *Sphaerium rivicola* (Lamarck), олигохеты — р. *Limnodrilus*, *Naididae*.

Здесь встречаемость личинок хирономид составляла 100%, на втором месте были моллюски *Gastropoda* — 83% и *Bivalvia* — 50%. Олигохеты встречались в 67% отобранных проб.

Пелореофильные группировки имели меньшее распространение. Они были отмечены в районе впадения р. Шостка, у с. Шеставица, расположенного ниже г. Чернигова и в заливе реки у с. Максим. Пелореофильные сообщества были представлены 34 видами, относящимся к 12 группам. Доминировали олигохеты (встречаемость 100%) — *Tubifex tubifex* (O. F. Мyller), *Limnodrilus claparadeanus* Ratzel, моллюски (75%) — *Viviparus viviparus*, *Lithoglyphus naticoides*, *Anadonta cygnea* (Linne), личинки хирономид (50%). В целом, среднее и нижнее течение Десны характеризуется доминированием олигохет, личинки хирономид и моллюсков в различных соотношениях.

Донные беспозвоночные являются чувствительным фактором состояния экосистем, а их структурные показатели широко используются при биоиндикации. При оценке экологического состояния

Десны по зообентосу нами был использован индекс Пантле-Букка [2]. Наиболее благоприятные значения этот индекс имел при анализе проб отобранных на песчаных грунтах. Большинство значений здесь колебалось от 1,2 до 1,3, песчаные участки реки относились к α -олигосапробной зоне, за исключением фарватера у с. Шеставица, расположенного ниже г. Чернигова, где индекс Пантле-Букка был равен 2,7, что характеризовало зону как α - мезосапробную и указывало на поступление неочищенных стоков с черниговских предприятий. В среднем значение индекса Пантле-Букка для песчаных участков равнялось 1,5.

На заиленных песках сапробность была несколько выше. Значения индекса Пантле-Букка колебались здесь от 1,9 до 2,1. В среднем по всему псаммопелофильному комплексу значение этого индекса было равно 2,0 (β -мезосапробная зона). На илистых грунтах индекс сапробности был выше. Его значения составляли 2,1–3,5, а средний показатель — 2,7, т. е. в целом эти участки относились к α -мезосапробной зоне. В целом русловой участок Десны на территории Украины характеризуется как β -мезосапробный. Структура ценоза донной фауны является хорошим показателем состояния реки и позволяет выделить наиболее загрязненные участки.

ЛИТЕРАТУРА

1. Поліщук В. В. Донне тваринне населення Десни і його зміни під впливом забруднень. — Десна в межах України. — К.: Наук. думка, 1964. — С. 102–125.
2. Pantle R., Buck H. Die biologische Überwachung der Gewässer und Darstellung der Ergebnisse // Gas- und Wasserfach. — 1955. — Vol. 96, № 8. — 604 p.

УДК [(581.526.325:627.8.06):502.53](285.33)

В.И. Щербак

Институт гидробиологии НАН Украина, г. Киев

ОСНОВНЫЕ ЗАКОНОМЕРНОСТИ ФУНКЦИОНИРОВАНИЯ ФИТОПЛАНКТОНА ПОСЛЕ СТАБИЛИЗАЦИИ ДНЕПРОВСКИХ ВОДОХРАНИЛИЩ

В днепровских водохранилищах ведущая роль в биоразнообразии и первичной продукции принадлежит фитопланктону [1, 2]. Планктонные водоросли формируют структурно-функциональные особенности биоты и средообразующие связи на различных уровнях ее организации: популяционно-видовом, ценозическом, экосистемном.

Зарегулирование Днепра каскадом искусственно-природных водохранилищ — мощное антропогенное воздействие, превратившее лотическую экосистему в лентическую.

Первым естественным откликом экосистемы Днепра на переход от лотического типа к лентическому была интенсификация развития синезеленых водорослей, вызывающих «цветение» воды во всех вновь созданных водохранилищах каскада [3].

Завершение крупномасштабного гидростроительства (Каневское водохранилище, 1976) прекратило затопление новых территорий, поступление в воду огромных количеств биогенных и органических легко усваиваемых водорослями веществ, обусловило стабилизацию гидрологического и гидрохимического режима.

Большое разнообразие природных и антропогенных факторов с присущей им значительной пространственно-временной динамикой формирует в днепровских экосистемах импульсно-стабильный гидробиологический режим, при котором возможны «всплески» и «спады» численности, биомассы, продукции отдельных популяций, сообществ или, согласно В.И. Вернадскому, существование «волн жизни».

Стабилизация абиотических факторов, определяющих функционирование экосистем днепровских водохранилищ, вызвала второй отклик фитопланктона, проявившийся в изменении следующих его структурно-функциональных характеристик.

1. На популяционно-видовом уровне:

- снижение количественного развития (численность, биомасса) популяций синезеленых водорослей — основных возбудителей «цветения» воды днепровских водохранилищ в 50-начале 70-х гг. (*Microcystis aeruginosa*, *Aphanizomenon flos-aquae*, *Anabaena flos-aquae*);

- увеличение обилия мелкоклеточных форм водорослей различных отделов: синезеленых (р. *Oscillatoria*), диатомовых (рр. *Stephanodiscus*, *Cyclotella*), зеленых (рр. *Ankistrodesmus*, *Micractinium*, *Tetrastrum*, *Scenedesmus*, *Dictyosphaerium*, *Chlamydomonas*), криптофитовых (р. *Cryptomonas*). Большинство водорослей вышеперечисленных родов — виды-индикаторы β - α , α -сапробной зоны, в отличие от ранее доминировавших α - β , β -мезосапробных видов, что указывает на ухудшение сапробиологических показателей качества днепровской воды;

- изменение экологического разнообразия — переход типично бентосных форм к доминированию в планктоне (например, *Oscillatoria geminata*, *O. planctonica*);

- изменение сезонной динамики мелкоклеточных видов водорослей — от максимального обилия в весенне-осенний период к вхождению в доминирующий комплекс фитопланктона на протяжении всего вегетационного периода. Наиболее типичными являются: *Stephanodiscus hantzschii*, *Chlamydomonas globosa*, *Ch. reinhardtii*, *Cryptomonas erosa*;

- изменение размерных и морфологических характеристик популяций доминирующих видов — от крупных многоклеточных и колониальных к одноклеточным, ценобиальным и мелкоклеточным колониальным формам.

2. На ценотическом уровне:

- экспансия в днепровский фитопланктон (включая и верхнекаскадные Киевское и Каневское водохранилища) типичных солоноватоводных мелкоклеточных центральных диатомовых видов из рр. *Thalassiosira*, *Skeletonema*;

- смена доминирования моно-, олигодоминантных сообществ синезеленых водорослей на полидоминантные сообщества диатомовых, зеленых, синезеленых, криптофитовых и динофитовых водорослей;

- уменьшение как абсолютного (величины численности, биомассы), так и относительного (% от общего количества в фитопланктоне) значения в днепровском планктоне синезеленых водорослей;

- пространственное (по вертикали водной толщи) разграничение зон максимального фотосинтеза водорослей различных отделов. Синезеленые водоросли — поверхностный слой воды (0,0-0,5 м), зеленые (0,5-1,0 м) и диатомовые (1,0-2,0 м);

- временное разграничение в течение вегетационного сезона максимальных продукционных характеристик. Синезеленые водоросли — летний период (июль- август), зеленые — весенне-осенний период (апрель, май, сентябрь), диатомовые — весенне-осенний период и в течение лета — субдоминанты первого-второго порядка;

- интенсификация процессов первичного продуцирования фитопланктона.

3. На экосистемном уровне:

- уменьшение «цветения» воды синезелеными водорослями [4], вызывающее снижение биопродуктивности экосистемы;

- изменение сезонной динамики первичной продукции — от трех максимумов (весеннего, осеннего и значительно большего летнего) и сопутствующих им минимумов к одному летнему максимуму и «выравниванию» весеннего и осеннего минимума;

- соответственное изменение сезонной динамики биомассы;

- гетерогенность структурно-функциональных характеристик фитопланктона. В планктоне речных (верхних) участков доминируют полидоминантные сообщества диатомовых и зеленых, а в нижних на их фоне в летний период развиваются синезеленые водоросли. Особенностью внутрикаскадных водохранилищ является поступление в их речные участки аллохтонного фитопланктона из вышерасположенных водохранилищ с доминированием синезеленых водорослей.

Таким образом, отклик фитопланктона на стабилизацию экосистем днепровских водохранилищ проявился в снижении «цветения» воды синезелеными водорослями, в переходе от их монодоминантных сообществ к полидоминантным с доминированием в формировании первичной продукции и биомассы высокопродуктивных мелкоклеточных диатомовых, зеленых, синезеленых, криптофитовых водорослей.

Изменение структуры и пространственно-временной динамики фитопланктона интенсифицирует процессы первичного продуцирования, является биологическим механизмом экосистемы, компенсирующим формирование потоков энергии после снижения «цветения» воды синезелеными водорослями, направленным на поддержание высокого видового разнообразия и продукционного потенциала днепровских водохранилищ.

ЛИТЕРАТУРА

1. Щербак В.И. Фитопланктон днепровских водохранилищ // Растительность и бактериальное население Днепра и его водохранилищ. — К.: Наук. думка, 1989. — С. 77-129.
2. Щербак В.И. Первичная продукция водорослей Днепра и его водохранилищ // Гидробиол. журн. — 1996. — Т. 32, № 6. — С. 3-15.

3. «Цветение» воды. — К.: Наук. думка, 1968. — Вып. 1. — 388 с.

4. Щербак В.И. Многолетняя динамика «цветения» воды днепровских водохранилищ // Доп. НАН України. — 1998. — № 7. — С. 187-190.

УДК [574.5 + 502.63](282.247.322)

**В.І. Щербак¹, М.Л. Клєстов², І.П. Ковальчук³, Ю.М. Ситник¹, В.Г. Кленус¹,
О.І. Прядко⁴, М.В. Химін⁵, І.С. Легейда⁶, П.Г. Шевченко⁷, Ю.П. Оласюк²,
В.І. Матейчик⁸**

¹Інститут гідробіології НАН України; ²Науковий центр заповідної справи; ³Львівський національний університет; ⁴Інститут ботаніки НАН України; ⁵Міністерство екології та природних ресурсів України;

⁶Інститут зоології НАН України; ⁷Національний аграрний університет; ⁸Шацький національний природний парк

ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ТА БІОРИЗНОМАНІТТЯ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ РЕГІОНАЛЬНОГО ЛАНДШАФТНОГО ПАРКУ «ПРИП'ЯТЬ-СТОХІД»

Грандіозний експеримент над природою, яким стало зарегулювання Дніпра, не обминув і основні притоки — зокрема річку Прип'ять. Практично весь її басейн підпав під прес меліоративних робіт, що без глибокого екологічного обґрунтування антропогенного втручання в природні процеси призвело до порушення екологічної рівноваги в Поліссі, викликало загрозу деградації природних екосистем. Одним з найбільш перспективних напрямків охорони довкілля та відновлення природних ресурсів в Україні є створення національних та регіональних природних парків.

Представлені результати — частина комплексних досліджень екосистем водно-болотних угідь Регіонального ландшафтного парку (РЛП) «Прип'ять-Стохід», що є одними з найцінніших в Європі, відносяться до категорії міжнародного значення і повинні охоронятися відповідно до вимог Рамсарської конвенції.

Територія РЛП «Прип'ять-Стохід» складає 44 тис. га, знаходиться на суміжних ділянках Волинської (Любешівський район) та Рівненської (Зарічанський район) областей, в заплавах річок Прип'ять та Стохід. Унікальність парку визначається, в першу чергу, тим, що його територія є екологічним коридором, включає наземні і водні екосистеми з відповідним рослинним та тваринним світом, одним з найбільш цікавих і важливих у формуванні біорізноманіття басейну Дніпра.

Проведені гідроекологічні дослідження показали велике різноманіття водних екосистем парку, що включали поряд з основним руслом, стариці, заплави річки Прип'ять та екотонні зони: «річка — заплавно-руслові озера Люб'язь і Нобель — річка», одамбовані і неодамбовані ділянки річки Стохід, екотонну зону її гирлової ділянки та сітку дренажних каналів. Не менш різноманітні і наземні екосистеми парку, де домінує лісова, лугова та болотна рослинність.

Рельєф парку характеризується утвореннями флювіального (русла річок, стариці, прируслові вали, піщані гряди, заплави і надзаплавні тераси) еолового (дюни, горбисті піски), біогенного (болота, торфовища), лімногенного (озера різних типів і розмірів) та антропогенного (дамби, греблі, меліоративні канали, дорожні насипи, кар'єри тощо) генезису.

Негативний вплив на гідрологічний режим річок спричиняють проведені гідротехнічні роботи (будівництво дамб, гребель, меліоративних каналів тощо). Все це призводить до того, що під час повені та паводків величезні маси води виходять на заплаву і значно збільшують тривалість її затоплення. З 1947 р. по 1999 р. спостерігається чітка тенденція до підвищення рівнів і збільшення строків затоплення заправ річок Прип'ять і Стохід, що порушує екологічну рівновагу.

Узагальнення гідрохімічних і токсикологічних досліджень показали, що основна частина мінерального азоту в водоймах парку представлена його амонійною формою. Концентрація мінерального фосфору була невисокою і не перевищувала величини 0,097 мг Р/л. Характерним показником негативного антропогенного впливу є те, що за 30 років вміст фосфатів у воді річки Стохід зріс в 5-8 разів. Одночасно величини рН та загальної мінералізації практично не змінились.

Встановлено наявність у воді нафтопродуктів та фенолів і незначне перевищення їх вмісту по відношенню до ГДК_{рибогоспод.} на ділянці Стоходу в районі смт. Любешів та його прилеглих сіл, виявлено наявність у воді гексахлорану, що є недопустимим відповідно до діючих санітарних та рибогосподарських нормативів.

Оцінка радіаційно-гігієнічних показників води, риби показала, що їх радіоактивне забруднення не перевищує встановлених на Україні нормативів. Існування неповторних гідроекологічних систем: “велика річка — заплавно-руслове озеро — річка”, “гірлова ділянка притоку — головна річка”, “типові річкові системи як природні, так і одамбовані”, “заплавно-руслові озера”, що є унікальними для довкілля України, та штучні лотичні екосистеми (дренажні канали), формують високе різноманіття рослинного та тваринного світу.

В досліджених водоймах та водотоках виявлено 134 видових і внутрішньовидових таксонів водоростей планктону і бентосу, представлених 65 родами, 29 родинами, 14 порядками, 11 класами, що відносяться до 8 порядків. Таксономічний склад водоростей в основному характерний для водойм і водотоків східної та центральної Європи. Оцінка трофічного статусу досліджених водних екосистем характеризує їх як мезотрофні — слабо евтрофні водойми, а кількість виділеного кисню (в літній період) достатня для забезпечення функціонування гідробіонтів більш високих трофічних рівнів. Одночасно, високі концентрації в прип'ятській воді гумінових органічних речовин, на окислення яких витрачається багато кисню, особливо в зимовий період, можуть викликати задуху води.

З природоохоронної точки зору та збереження генофонду, важливе значення має знаходження в складі рослинного покриву рідкісних рослинних угруповань, занесених до Зеленої книги України: угруповання альдрованди пухирчатої, латаття сніжно-білого, глечиків жовтих, а також таких цікавих і рідкісних рослин, як щитовидник звичайний, сальвінія плаваюча, пальчатокорінник м'ясочервоний і плямистий та комахоїдних водних рослин (пухирник середній та малий).

Високим різноманіттям характеризується тваринний світ парку. Фауна хребетних представлена 219 видами: риби — 19, земноводних — 9, плазунів — 5, ссавців — 26. У різні сезони року на території парку було відмічено 160 видів птахів. Унікальність тваринного світу, в першу чергу, полягає в тому, що на відносно малій території України знаходиться 19 видів, занесених до Червоної книги України, та 6 видів — до Європейського Червоного списку тварин, що знаходяться під загрозою зникнення.

Важливе природоохоронне значення ландшафтного парку є те, що басейни Прип'яті і Стоходу є екологічними коридорами, по яких проходять щорічні масові міграції птахів — понад 150 тисяч особин. Найчисельнішими є гусеподібні, журавлеподібні, сивкоподібні — основні об'єкти промислового та любительського полювання. Із інших промислових видів зустрічаються лосі, козулі, кабани, лиси, зайці, бобри, ондатри, видри.

Найбільш чисельними видами риб, складаючими основу промислового, аматорського та браконієрського лову, є представники родини корошових: лящ, краснопінка, карась сріблястий, пічкур, верховодка. Із інших родин риб — окунь, йорж, щука, линь.

Поряд із збереженням і охороною різноманіття рослинного і тваринного світу України, екологічного коридору, територія парку має важливе значення для мешкання і розмноження дичини, риби, що складає основу промислового, спортивно-любительського полювання, риболовства.

Отже, створення та функціонування РЛП «Прип'ять-Стохід» дозволяє зберігати і охороняти високе різноманіття водних і наземних екосистем з відповідним рослинним і тваринним світом, унікальних для України, голутих і зелених перлин в окрасі Поліського краю.

УДК 581.526.315

В.І. Щербак¹, Г.О. Гошовська¹, О.В. Бондаренко²

¹Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

²Тернопільський державний педагогічний університет імені В. Гнатюка, м. Тернопіль

ФІТОПЛАНКТОН УРБАНІЗОВАНИХ ВОДОЙМ м. ТЕРНОПОЛЯ

Одним з найважливіших напрямків гідроекологічних досліджень довкілля в Україні є охорона, збереження та відновлення водойм і водотоків, що знаходяться на урбанізованих територіях. Актуальність досліджень обумовлена тим, що більшість з цих водних екосистем є водоймами комплексного призначення: питне, промислово-побутове та сільськогосподарське водозабезпечення, риборозведення, рекреація тощо. З іншого боку, урбанізовані водойми використовуються для скиду очищених, а при аварійних ситуаціях — і неочищених міських стічних вод. Негативний вплив на формування якості природних вод мають і надходження у водойми з територій міста дощових стоків. Існуючий антропогенний вплив на водні екосистеми призводить до деградації їх біологічних компонентів, найважливішим з яких є фітопланктон.

Мета даної роботи полягала у встановленні структурних характеристик фітопланктону урбанізованих водних екосистем м. Тернополя.

ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ВОД УКРАЇНИ. ПІСНОВОДНІ ЕКОСИСТЕМИ

Дослідження проводились у весняний період 2001 року на трьох стаціонарних станціях Тернопільського озера, розміщеного в центральній частині м. Тернополя. Озеро характеризується русловим типом, повний об'єм — 12,6 млн³, площа водного дзеркала — 300 га, максимальна глибина — 12,0 м, середня — 4,0 м. Довжина — 3,6 км, ширина — 1,0 км. Водойма комплексного призначення. На річці Серет: на витoku із озера і нижче цегельного заводу та на невеликому озері в гідропарку м. Тернополя, в зоні відпочинку громадян, що формує значне рекреаційне навантаження на його екосистему.

Відбір проб фітопланктону об'ємом 1,0 дм³ проводили з поверхневих горизонтів, фіксували формаліном і концентрували методом відстоювання. Камеральне опрацювання проб виконувалось загальновідомими в гідробіології методами [1, 2].

Весняний фітопланктон був представлений 70 таксонами (включаючи номенклатурний тип виду), що належали до 6 відділів: Euglenophyta, Dinophyta, Chrysophyta, Bacillariophyta, Xanthophyta, Chlorophyta. У флористичному різноманітті домінували діатомові (43% від загальної кількості таксонів) та зелені водорості (42% відповідно). Значно менше було золотистих (7%) та евгленових (6%). Високою різноманітністю характеризувався фітопланктон Тернопільського озера та річки Серет. Так, в альгологічних пробах нараховувалось до 30-35 видових та внутрішньовидових таксонів водоростей. Найбіднішим (26 таксонів) був фітопланктон в озері, розміщеному в гідропарку.

Кількісний розвиток фітопланктону в Тернопільському озері коливался: чисельність — від 0,71 до 4,32 млн. кл/дм³, біомаса — від 0,79 до 3,15 г/м³. Відповідно в р. Серет — 2,03-2,72 млн. кл/дм³ і 1,19-1,41 г/м³.

У формуванні як чисельності, так і біомаси фітопланктону від 36 до 96% належало діатомовим і від 8 до 26% — зеленим водоростям. Відносно високою (до 26% від загальної біомаси) у фітопланктоні Тернопільського озера та річки Серет була частка евгленових водоростей, інтенсивний розвиток яких є хорошим показником органічного забруднення водойм.

Домінуючий комплекс був представлений центричними і пенатними формами діатомових, зеленими та евгленовими водоростями.

Як в озері, так і річці домінувала діатомея *Stephanodiscus hantzschii* з біомасою до 0,43 г/м³. Субдомінантами виступали види роду *Synedra* (*S. pulchella*, *S. acus*, *S. tenera*), *Melosira italica*, *Fragilaria virescens*, *Dictyosphaerium pulchellum*, *Tetrastrum glabrum*, *Phacotus coccifer*, *Trachelomonas hispida* та *Euglena acus*.

Проведена сапробіологічна оцінка якості води по фітопланктону дозволила виділити 40 видів-індикаторів від χ -, α -сапробів (чисті води) до β -сапробів (брудні води).

Основна кількість видів-індикаторів (від 41 до 63%) відносилась до β -мезосапробних видів. Друге і третє місце, практично в рівних долях — 17-25% і 19-23% — належало α -сапробам та β -сапробам. Розподілення кількості індикаторних видів як тих, що характеризують чисті води, так і тих, що відповідають водам, забрудненим органічними речовинами, практично рівномірне по всім дослідженим водоймам. Це дозволяє стверджувати про значний антропогенний прес на водні екосистеми.

Занепокоєння викликає той факт, що переважна більшість домінуючих видів фітопланктону, приведених вище, відноситься до видів-індикаторів α -сапробної зони, індекс сапробності яких складає — 2,5-3,2, що характерно для брудних вод. Отже, інтенсивний розвиток α -сапробних видів діатомових і евгленових видів водоростей дозволяє стверджувати про значне органічне забруднення досліджених водойм, що має явно виражений антропогенний характер.

Отже, весняний фітопланктон досліджених урбанізованих водойм м. Тернополя характеризується високим різноманіттям з домінуванням діатомово-зеленого комплексу водоростей. Проведена сапробіологічна оцінка якості води вказує на значний антропогенний тиск на водні екосистеми міста.

ЛІТЕРАТУРА

1. Киселев И.А. Планктон морей и континентальных водоемов. — Л.: Наука. — 1969. — Т. I. — 358 с.
2. Щербак В.И., Майстрова Н.В. Методические подходы для оценки состояния водных экосистем по фитопланктону // Экологические проблемы городов и рекреационных зон. — Одесса: ОЦНТЭИ. — 1999. — С. 236-245.

УДК [595.371.13:574.5](285.33)

Л.В. Ємельянова

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

СТРУКТУРНО-ФУНКЦІОНАЛЬНА ОРГАНІЗАЦІЯ ПОПУЛЯЦІЙ ГАММАРИД ЯК ПОКАЗНИК СТІЙКОСТІ ЕКОСИСТЕМИ САСИКСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

В основі стійкості кожної екосистеми лежать процеси, що відбуваються при зміні умов існування на рівні популяцій організмів. При цьому стійкість кожної популяції, її відносна самостійність та “індивідуальність” залежать від того, наскільки структура та внутрішні властивості цієї групи організмів зберігають свої пристосовані риси на фоні мінливих умов існування. Саме у підтримці динамічної рівноваги з оточуючим середовищем і міститься принцип гомеостазу популяції як цілісної біологічної системи [6].

Слід зазначити, що в умовах посилення антропогенного пресу на природні популяції стає можливим процес порушення популяційної структури та організації угруповань багатьох видів (особливо домінантів), а також прискорення перебудов розвитку та продуктивності, які можуть призвести навіть до непередбачених мікроеволюційних зрушень [1], що, в свою чергу, зумовить не тільки зміну статусу тієї чи іншої екосистеми, але й стане поштовхом до її деградації чи процвітання. В такій ситуації вивчення особливостей структури та функціонування популяцій домінуючих видів гідробіонтів, що входять до біотичного блоку Сасикського водосховища, має велике значення для розуміння процесів, які зумовлюють стійкість цієї системи в цілому.

На основі взаємодії особин у популяції виникає складна структура, відбувається розмноження, а також функціонують складні еколого-фізіологічні механізми, які дозволяють популяції в цілому підтримувати оптимальну щільність та пристосовуватися до змін навколишнього середовища [5], особливо в умовах зростаючого антропогенного преса. Отже, структурні характеристики популяцій можуть виступати в якості показників характеру дії комплексу абіотичних факторів, інтенсивності та періодичності їх впливу на біоту [2].

Для розуміння суті механізмів, які забезпечують функціональну стійкість біосистем в будь-якій водоймі необхідне знання внутрішньопопуляційних процесів, особливо у видів, що відіграють провідну роль в продукуванні речовини і трансформації енергії й кінець кінцем визначають функціонування екосистеми. Значний інтерес у цьому відношенні серед безхребетних водних екосистем України можуть мати гаммариди — вищі ракоподібні ряду Amphipoda (бокоплави).

Pontogammarus crassus, *Dikerogammarus villosus* — види-домінанти в більшості біотопів літоралі Сасикського водосховища, тому аналіз структурно-функціональної організації популяцій гаммарид було проведено як раз на вказаних видах.

В досліджуваний період для популяцій *D. villosus* в цілому по водосховищу була характерна складна вікова структура, в деяких випадках з незначною кількістю молоді, що складає, наприклад, 2,52% для вибірки з району с. Катранки. Одночасно в найпівденнішій частині водосховища в популяції *D. villosus* було зареєстровано 40% ювенільних рачків, що характеризувало популяцію як таку, що швидко росте або розвивається. Відсоток молоді у популяціях *P. crassus* по водосховищу в досліджуваний період змінювався від 0 (с. Глибоке) до 15,32 (південна частина). Аналіз статевої структури у популяціях гаммарид із Сасикського водосховища показав, що співвідношення самиць і самців відрізняється високою лабільністю і специфічністю для кожного біотопу, як це відмічено раніше нами і для дніпровських водосховищ [3]. До того ж статевий склад рачків для багатьох популяцій із різних районів водосховища достовірно відрізнявся від співвідношення 1:1, при явному домінуванні самців, що було характерним для популяцій *D. villosus* (південна частина водоймища) та *P. crassus* (центральна і південна частини водоймища). Необхідно підкреслити, що відсоток статевозрілих самок у популяціях бокоплавів у літоральних ценозах змінювався у широких межах: від 1,29 (для *D. villosus* у с. Катранка) до 34,86 (для *P. crassus* у с. Глибоке), але в середньому був невисоким для цієї пори року, що вказує на значні обмеження відтворення у популяціях, особливо на деяких мілководних масивах водосховища. Плодючість у досліджуваних видів коливалась у значному інтервалі від 1 до 59, наприклад, у популяціях *D. villosus*, що може свідчити про складність ситуації, що склалася у абіотичному блоці Сасикського водосховища.

Особливу увагу, на наш погляд, слід приділити факту появи у марсупіумах самок “яець-м’ячиків” (витончені прозорі оболонки), відсоток яких у популяціях *D. villosus*, наприклад, у північній частині Сасику складав 12,50, а для *P. crassus* із району с. Глибоке (рдест) — 20,00. Такий стан оболонок на перших стадіях

дроблення, на наш погляд, детермінує ранню резорбцію яєць і порушує процес відтворення у популяції, за рахунок чого знижується продуктивність виду.

Дані щодо потенційної народжуваності для популяцій *P. crassus* в районі с. Глибоке — 57945 екз./м², свідчать про те, що в зоні урізу води *P. crassus* утворив високопродуктивну популяцію. При цьому підвищення продуктивності останньої відбувається у двох напрямках: 1 — за рахунок збільшення відсотка яйценосних самок та абсолютної плодючості, 2 — поява однойцевих близнюків.

В популяціях гаммарид поряд з особинами, що мають “мармурове” забарвлення, зареєстровані рачки із “іржавими” плямами на карапаксі та кінцівках, відсоток яких у різних популяціях суттєво відрізняється один від одного. Поява у Сасику бокоплавів із іржаво-плямистим забарвленням — скоріш за все наслідок одного з видів грибкових захворювань, які були відмічені і раніше у інших видів ракоподібних, наприклад, у водоймах Литви [4] і, напевно, зумовлено послабленням імунітету у цих тварин за рахунок хронічної дії деяких антропогенних факторів на літоральні біоценози Сасикського водосховища.

Виходячи з даних, які були отримані в результаті вивчення особливостей структурно-функціональної організації популяцій домінуючих видів бокоплавів Сасику, можна заключити, що в теперішній час у водосховищі склалася складна ситуація як результат хронічного та гострого впливу на біоту ряду інгредієнтів хімічної природи. При цьому дані наших досліджень (наприклад, показники статевої структури, факти появи в популяціях морфологічних девіацій) дозволяють не тільки виділити у Сасику несприятливі акваторії, але й становлять реальну основу для визначення характеру і ступеня антропогенного впливу на окремі мілководні масиви. Так, у 1999 році, на наш погляд, у літоралі верхньої частини Сасику (гірла р. Сарата та р. Когильник) відчувається хронічна дія ряду хімічних чинників, тоді як, наприклад, в районі с. Катранка значною мірою відчувається гостра дія ряду компонентів абіотичного блоку. В таких умовах існування і стійкість популяцій гаммарид перш за все визначається високою лабільністю структурно-функціональної організації, що дозволяє цим рачкам у літоральних ценозах поряд з моллюсками не тільки залишатися видами-домінантами, але й значною мірою детермінує стійкість екосистеми в цілому.

ЛІТЕРАТУРА

1. Васильев А.Г. Фенетический анализ биоразнообразия на популяционном уровне: Автореф. дисс... д-ра биол. наук. — Екатеринбург, 1996. — 47 с.
2. Емельянов И.Г. Разнообразие и его роль в функциональной устойчивости и эволюции экосистем. — Киев, 1999. — 168 с.
3. Емельянова Л.В. Гаммариды литорали днепровских водохранилищ. — Киев: Наук. думка, 1994. — 145 с.
4. Мицкене Л. Болезни, паразиты речных раков // Acta Hydro-biologica Lituanica. — Vilnius, 1991. — Vol. 10. — P. 24-25.
5. Шилов И.А. Физиологическая экология животных. — М.: Высш. шк., 1985. — 327 с.
6. Шилов И.А. Экология. — М.: Высш. шк., 2000. — 512 с.

УДК 595.371

Н.С. Яковенко

Институт зоологии им. И. И. Шмальгаузена НАН Украины, г. Киев

ФИТОФИЛЬНЫЕ КОМПЛЕКСЫ БДЕЛЛОИД (ROTIFERA, BDELLOIDEA) В БАССЕЙНЕ СРЕДНЕГО ДНЕПРА

Коловратки класса Bdelloidea являются обычными обитателями зарослей пресных водоемов. Экологически бделлоиды зарослей — довольно однородная группа, большинство их по классификации Зимбалева [1] могут быть отнесены собственно к фитофилам, хотя встречаются также фитофильно-пелагические (*Rotaria rotatoria*, *Philodina roseola*) и донно-фитофильные (*R. tridens*, *R. triseicata*) виды. Как зарубежные [2, 3], так и исследователи других республик СНГ [4, 5] в своих работах приводят данные по видовому составу и распределению фитофильных коловраток, в том числе и бделлоидных. Цимдинь [6] в малых реках Латвии выделяет фитофильную и перифитонную группировки коловраток, в первой из них 7 видов бделлоид (*Philodina flaviceps*, *Ph. roseola*, *Rotaria macrura*, *R. neptunia*, *R. neptunoida*, *R. rotatoria*, *R. saprobica*), во второй — 9 (*Embata laticeps*, *Philodina brevipes*, *Ph. roseola*, *R. elongata*, *R. magna-calcarata*, *R. socialis*, *R. macroceros*, *R. neptunia*, *R. rotatoria*).

Сведения о фауне и экологии бделлоид Украины главным образом касаются планктонных видов, данные по фитофильным видам носят отрывочный характер. В водоемах бассейна Среднего Днепра, по данным разных авторов насчитывается всего лишь 19 видов бделлоидей. Экологическая классификация фитофильных беспозвоночных на территории Украины в работе Зимбалева [7] включает только

панцирні види коловраток. Целью данной работы являлось выделение на основании полученных нами данных по видовому составу и обилию бделлоид бассейна Среднего Днепра выделить их комплексы, связанные с разными типами водной растительности.

Около 90 образцов водорослей, мхов, печеночников и сосудистых растений (всего более 25 видов) собраны нами в водоемах 4 областей Украины (Киевской, Житомирской, Черкасской, Днепропетровской) за период с 1996 по 2001 г. Район исследований охватывает р. Днепр в пределах г. Киева и ее участок на территории Каневского природного заповедника, р. Самарка (приток Днепра), а также пруды, озера, пойменные водоемы, ручьи и болота в окрестностях Киева (leg. Яковенко, Ныпорко, Дубровский), Каневского заповедника, Житомирского района (leg. Самчишина) и Полесского природного заповедника (leg. Тарашук). При сравнении выделенных групп использовали индекс общности Чекановского-Серенсена [8]. Обработку данных с помощью кластерного анализа проводили при помощи программы Statistica 4. 5 for Windows.

36 видов и подвидов бделлоид, найденных в 80% образцов, из которых наиболее часто встречались и были массовыми *Rotaria rotatoria* и *R. tardigrada*, распределены на выделенных нами 8 типах растительности:

погруженная растительность проточных водоемов — *Ceratophyllum demersum*, ассоциированная с ним *Lemna trisulca* и нитчатые водоросли (*Spirogyra*, *Cladophora*). Найдено 6 видов бделлоид, в том числе *Habrotrocha elusa elusa* — только здесь;

погруженная растительность ручьев — нитчатые водоросли (1 вид бделлоид, *Philodina acuticornis odiosa*);

погруженная растительность непроточных водоемов (пруды, озера, канавы) — *Ceratophyllum demersum*, ассоциированная с ним *Lemna trisulca*, *Elodea canadensis*, *Potamogeton perfoliatus*, *Vallisneria*, *Chara*, нитчатые водоросли. 14 видов и подвидов бделлоид, только здесь найдены *Dissotrocha aculeata*, *Mniobia armata*;

прикрепленные ко дну растения с плавающими на поверхности листьями (непроточные водоемы). Кубышка желтая найдена нами в двух прудах в черте Киева и неглубокой канаве (Киевская обл.). Найдено 7 видов бделлоид.

растения, плавающие на поверхности воды. Это **ряски** (*L. gibba*, *L. minor*, *L. trisulca*, *Spirodella polyrhiza*), а также образующая совместные с ними группировки **риччия**. Могут покрывать значительные площади водного зеркала прудов и озер. Всего найдено 6 типично водных видов бделлоид, из них только на *L. gibba* встречается коловратка *Philodina nemoralis*.

полупогруженная растительность непроточных и временных водоемов — *Typha angustifolia*, *Phragmites australis*, травянистые растения (болотный подмаренник, луговой чай, горец, водяной хрен, водяная мята), мхи (*Drepanocladus aduncus*, *Polytrichum commune*). 18 видов и подвидов бделлоид, только здесь — *Philodina amethystina*, *Rotaria rotatoria granularis*, *R. trisecata*. Необычен видовой состав коловраток на *Menta aquatica* — все найденные бделлоиды (*Macrotrachala papillosa*, *M. plicata*, *M. quadricornifera scutellata*) характерны для наземных местообитаний (почва, мхи). В общем в данный комплекс бделлоид входят как виды, встречающиеся только в водоемах (р. *Rotaria*), так и характерные для мхов и почвы.

мхи болот. Это преимущественно сфагны (*Shagnum girgensonii*, *Sph. fallax*, *Sph. palustre*, *Sph. squarrosum*), иногда вместе с политрихом (*Polytrichum commune*). Видовой состав коловраток сфагнов наиболее близок к наземным мхам и почве, очень своеобразен вследствие пониженной кислотности воды. 10 видов бделлоид (*Adineta gracilis*, *A. steineri*, *Habrotrocha constricta*, *Macrotrachela crucicornis*, *M. festinans*, *M. nana*, *M. plicata hirundinella*, *M. quadricornifera quadricorniferoides*, *Philodina brevipes*, *Rotaria curtipes*), только *Adineta gracilis* и *M. quadricornifera quadricorniferoides* найдены в водоемах с нейтральной рН.

На основании данных кластерного анализа и сравнения видовой схожести с помощью индекса Чекановского — Серенсена можно выделить 4 комплекса бделлоид в непроточных водоемах:

1) ассоциированный с погруженной растительностью, большинство видов — из родов *Rotaria*, *Philodina*.

2) натантный, включающий обитателей ряски и виды, населяющие нижнюю поверхность листьев *Nuphar luteum*. Часто встречается *Otostephanos donneri*. По видовому составу наиболее близок к предыдущей группе.

3) амфибионтный — населяющие поверхность листьев и стеблей тростника, рогоза, полупогруженных травянистых растений бделлоиды. Наряду с типично водными присутствуют виды, характерные для наземных мхов и почвы.

4) болотный комплекс.

Недостаточное количество имеющегося материала не позволяет пока анализировать видовой состав бделлоидных коловраток рек и ручьев. Работа в этом направлении будет продолжена в дальнейшем.

ЛИТЕРАТУРА

1. Зимбалева Л. Н. Экологические группировки фауны зарослей Днепра // Гидробиол. журн. — 1966. — Т.2, № 5. — С. 34-41.
2. Pejler B., Berzins B. On choice of substrate and habitat in bdelloid rotifers // Hydrobiologia. — 1993. — Т. 16, № 225/226. — P. 333-342.
3. Pouillot R. Recherches sur l'Ecologie des Rotiferes: These... doct. sci. natur. — Paris, 1965. — 224 p.
4. Владимирова Т. М. К фауне коловраток Рыбинского водохранилища // Биология внутренних вод. — 1971. — Т. 12. — С. 33-34.
5. Зарубов А. И., Цимдинь П. А. Экологические аспекты распространения коловраток отряда Bdelloida // Коловратки: Материалы 3 Всес. симп., пос. Борок, 24-28 окт., -1989. — Л.: Изд. Зоол. ин-та, 1990. — С. 28-33.
6. Цимдинь П. А. Коловратки как биоиндикаторы сапробности // Гидробиологический журнал. — 1979. — Т.15, № 4. — С. 63-67.
7. Зимбалева Л. Н. Фитофильные беспозвоночные равнинных рек и водохранилищ. — К.: Наукова думка, 1981. — 215 с.
8. Песенко Ю. А. Принципы и методы количественного анализа в фаунистических исследованиях. — М.: Наука, 1982. — 287 с.

УДК [579. 68:574. 583](285. 32)(477)

В.М. Якушин, Т.В. Головки

Институт гідробиології НАН України, м. Київ

СТРУКТУРНА ХАРАКТЕРИСТИКА БАКТЕРІОПЛАНКТОНУ ВЕРХНЬОЇ ДІЛЯНКИ КАНІВСЬКОГО ВОДОЙМИЩА

Для верхньої ділянки Канівського водоймища (від греблі Київської ГЕС до гирла р. Либеді, довжиною близько 30 км) характерна висока варіабельність концентрації планктонних бактерій. Абсолютний розмах коливань величин чисельності і біомаси бактеріопланктону протягом вегетаційних періодів 1997-1998 рр. досягав 16-29 разів (таблиця). Цьому є ряд причин: різноманіття біотопів дослідженої ділянки, особливості гідрологічного режиму, сезонні флуктуації у розвитку біоти, а також надходження промислових та комунально-побутових стічних вод м. Києва.

Так, в усі сезони 1998 року, а також влітку і восени 1997 року, загальна чисельність і біомаса бактеріопланктону постійно були вищі на ділянках, що знаходились під впливом річок Сирця і Либеді, які несуть антропогенне навантаження. В затоках Оболонь і Матвіївській концентрація бактеріопланктону наближалась до такої на руслових станціях, розташованих вище взвиження зазначених річок, що відмічалось і в більш ранніх дослідженнях [1]. Планові скиди води через греблю Київської ГЕС (двічі на добу) створюють відносно сприятливі умови для водообміну між затоками і русловою частиною Дніпра і вирівнювання градієнту чисельності та біомаси бактерій. Озеро Баб'є є замкнутою водоймою і тільки за значного весняного водопілля включається в загальну систему заплавної водойми лівого берега верхньої ділянки Канівського водоймища. Вміст бактеріопланктону в ньому, як правило, більш високий, ніж на інших досліджених станціях і визначається, головним чином, процесами первинного продукування органічної речовини (ОР).

Чисельність сапрофітних бактерій (на МПА) дуже мінлива і залежить, головним чином, від концентрації лабільної ОР автохтонного і алохтонного походження. Вміст даних мікроорганізмів, як і бактеріопланктону в цілому, варіював в широких межах – 0,04-41,7 тис. кл/см³. Вплив стоку річок Сирця і Либеді на кількість сапрофітних бактерій був неоднозначним. Їх чисельність протягом усього періоду досліджень нижче р. Либеді зростала в середньому у 80 разів. Вплив р. Сирця суттєвим був тільки осінню 1997 р.

Сезонна динаміка бактеріопланктону (в т. ч. сапрофітних бактерій) на руслових станціях мала чітку тенденцію збільшення його чисельності від весни до осені. В заплавах водоймищ і на деяких станціях, що знаходились під впливом стоку річок, розвиток бактеріопланктону мав іншу динаміку, досягаючи максимуму, як правило, в період найбільшого накопичення у воді ОР – літом.

Звертає на себе увагу та обставина, що біомаса бактерій літом 1998 р. зростала більш суттєво, ніж чисельність. Це обумовлювалось значним збільшенням частки великих за розмірами паличковидних форм бактерій. Якщо навесні і осінню вони складали в бактеріопланктоні 37 і 48% відповідно, то літом їх частка сягала 70%. Відомо, що інтенсивний розвиток вказаних форм бактерій є ознакою збільшення антропогенного навантаження на водойми [3].

ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ВОД УКРАЇНИ. ПІСНОВОДНІ ЕКОСИСТЕМИ

Таблиця

Структурні показники бактеріопланктону верхньої ділянки Канівського водоймища у 1997-1998 рр.

Показник	Руслові ділянки				Заплавні водойми		В середньому
	вище р. Сирець	нижче р. Сирець	вище р. Либідь	нижче р. Либідь	озеро Баб'є	затоки	
Літо, 1997 р.							
Глибина, м	7,0	6,5	10,0	7,0	3,0	7,0	6,7
t, C°	23,0	23,1	23,4	23,6	24,9	23,8	23,6
ЗЧБ, млн. кл/см ³	2,28	3,23	1,12	3,23	4,71	2,14	2,78
Біомаса (В), мг/дм ³	1,09	2,19	0,77	2,29	3,25	1,26	1,81
СБ, тис. кл/см ³	0,34	0,47	0,35	4,82	1,40	0,29	1,28
Осінь, 1977 р.							
Глибина, м	4,5	4,5	9,0	7,0	1,5	7,7	5,7
t, C°	10,4	10,4	10,2	10,2	11,8	9,8	10,5
ЗЧБ, млн. кл/см ³	1,73	1,77	5,31	17,58	5,85	1,84	5,39
Біомаса (В), мг/дм ³	0,86	1,29	3,92	13,09	5,17	1,22	5,27
СБ, тис. кл/см ³	1,36	5,46	1,65	3,43	0,39	0,21	2,07
Весна, 1998 р.							
Глибина, м	4,0	4,0	10,0	4,0	3,0	9,5	5,7
t, C°	9,8	9,8	9,0	9,0	10,6	10,5	9,8
ЗЧБ, млн. кл/см ³	1,32	1,39	1,82	2,80	6,11	2,33	2,63
Біомаса (В), мг/дм ³	0,46	1,55	0,67	1,32	2,45	1,45	1,32
СБ, тис. кл/см ³	0,40	0,21	0,54	1,26	1,32	0,68	0,73
Літо, 1998 р.							
Глибина, м	3,5	6,0	8,0	7,0	2,0	7,5	5,7
t, C°	26,2	26,2	25,0	25,0	26,3	22,7	25,3
ЗЧБ, млн. кл/см ³	2,27	4,22	1,68	2,63	6,43	2,61	3,31
Біомаса (В), г/дм ³	2,16	5,50	1,58	3,13	6,30	3,00	3,52
СБ, тис. кл/см ³	0,68	0,95	0,86	0,88	41,72	5,37	8,40
Осінь, 1998 р.							
Глибина, м	6,0	4,0	7,5	7,5	3,5	8,0	6,1
t, C°	8,4	8,4	8,8	8,8	9,4	8,0	8,6
ЗЧБ, млн. кл/см ³	4,14	6,34	4,34	9,10	4,54	3,62	5,35
Біомаса (В), г/дм ³	2,17	3,13	2,51	5,60	2,59	2,21	2,91
СБ, тис. кл/см ³	1,90	1,37	0,94	17,06	1,20	1,50	3,99

Примітка. ЗЧБ — загальна чисельність бактерій; СБ — сапрофітні бактерії.

Ретроспективний аналіз малочисленних літературних, а також власних даних по середньому Дніпру показав, що до і після зарегулювання у 1971 р. чисельність і біомаса бактеріопланктону, а також вміст сапрофітних бактерій в літній період коливались на близькому рівні включно до дев'яностих років [1, 2]. Протягом наступних років структурні показники бактеріопланктону знизились в 2-2,5 разів, що могло бути наслідком зниження надходження біогенів з навколишньої території в результаті скорочення промислового і сільськогосподарського виробництва.

ЛІТЕРАТУРА

1. Гак Д. З. Бактериопланктон и его роль в биологической продуктивности водохранилищ. — М.: Наука, 1975. — 234 с.
2. Жданова Г. А., Кошелева С. И., Олейник Г. Н., Мартынова Е. Г., Скорик Л. В., Черницкая Л. Н. Сравнительная оценка качества воды на речном участке Каневского водохранилища // Гидробиол. журн. — 1986. — Т. 22, № 5. — С. 59-65.
3. Романенко В. И. Характеристика микробиологических процессов образования и разрушения органического вещества в Рыбинском водохранилище / Продукция и круговорот органического вещества во внутренних водоемах // Труды Ин-та биологии внутр. вод. — 1966. — Т. 13, № 6. — С. 139-153.

УДК [579. 68:574. 63](285. 32)(477)

В.М. Якушин, К.П. Каленіченко, Т.В. Головка

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

ДЕСТРУКЦІЯ ОРГАНІЧНОЇ РЕЧОВИНИ У ВОДІ ВЕРХНЬОЇ ДІЛЯНКИ КАНІВСЬКОГО ВОДОЙМИЩА

Функціонування екосистеми верхньої ділянки Канівського водоймища відбувається під впливом багатьох біотичних і абіотичних чинників. Нерідко екологічна ситуація на цій ділянці досягає критичного стану в зимову і літню межень, оскільки в ці періоди гідрометеорологічні чинники у поєднанні з антропогенним впливом зі сторони м. Києва можуть викликати найбільш відчутні зміни щодо якості води та життєдіяльності гідробіонтів. Деструкція органічної речовини (ОР) є дуже важливою складовою процесів самоочищення, що відбуваються в забруднених водоймах. Разом з тим, вона супроводжується споживанням кисню, який йде на дихання планктонного угруповання. В певних екологічних умовах (зокрема, взимку) його витрати на деструкційні процеси можуть призвести до виникнення і поглиблення дефіциту розчиненого кисню і погіршення якості води.

Традиційно найбільш повно процеси деструкції ОР у воді водойм вивчалися протягом вегетаційного періоду. Даних в літературі щодо інтенсивності деструкції у водоймищах в зимовий період дуже мало [2]. Нами проведені натурні дослідження деструкції ОР у воді верхньої ділянки Канівського водоймища: на русловій стаціонарній станції, розташованій на 11 км нижче Київської ГЕС – у грудні 1998 р., січні і березні 1999р. ; по довжині ділянки від нижнього б'єфу Київської ГЕС до с Вишеньки (близько 40 км) – у липні 2000 р.

В зимовий період 1998-1999 рр. льодостав на Київському водоймищі встановився дуже рано — в кінці листопада і був стійким протягом зими. У верхній ділянці Канівського водоймища, на стаціонарній станції, протягом січня, лютого і початку березня концентрація кисню у воді становила 1,8-3,5 мг О₂/дм³, температура води – 0-0,4°С. В період з другої декади грудня і до кінця березня показники деструкції змінювались в межах 0,07- 0,23 мг О₂/дм³·доба. Протягом 74 діб, з грудня 1998 р. і до кінця лютого 1999 р., сумарні витрати кисню на деструкційні процеси у воді склали 8,54 мг О₂/дм. Більш інтенсивно вони протікали в грудні, найбільш повільно – в лютому (табл. 1). Отримані дані свідчать про те, що в період льодоставу, навіть при дуже низькій температурі води, роль біологічних процесів поглинання кисню у виникненні його дефіциту у воді дуже велика.

Таблиця 1

Витрати кисню (мг О₂/дм³) на деструкцію ОР у воді верхньої ділянки Канівського водоймища в зимовий період 1998-1999 рр.

7. 12. 98-1. 12. 98 р.	1. 01-31. 01. 99 р.	1. 02. — 28. 02. 99 р.	Всього з 17. 12. 98 р. до 28. 02. 99 р.
за 15 діб	за 31 добу	за 28 діб	за 74 доби
за добу 2,4 0,16	за добу 3,52 0,11	за добу 2,62 0,09	за добу 8,54 0,012

В березні у верхній ділянці Канівського водоймища поступово підвищується температура води, зростає вміст кисню, активізуються продукційно-деструкційні процеси. Разом з тим, аналіз динаміки показників деструкції в зимовий період у верхів'ї Канівського водоймища за 1999 р. свідчить, що ще задовго до відчутного підвищення температури води, уже в другій половині лютого – на початку березня інтенсивність деструкції починає зростати. Оскільки деструкція ОР в зимовий період – це, головним чином, бактеріальний процес, то можна дійти такого висновку. З другої половини осені внаслідок значного зниження температури води відбуваються суттєві зміни в структурі і активності функціонування бактеріопланктону, що підтверджується натурними спостереженнями у верхній частині Канівського водоймища, проведеними нами раніше – в осінньо-зимовий період 1992-1993 рр. Загальна чисельність бактерій у воді водоймища уже на початку листопада знижувалась до мінімуму в річному аспекті – 0,98 млн. кл/см³. Швидкість розмноження бактерій уповільнювалась; в листопаді і грудні спостерігалось відмирання бактерій. Але уже в лютому за незмінно низької температури води реєструвалось розмноження бактерій. За період з лютого до першої декади березня питома швидкість розмноження бактеріопланктону зростала з 0,001 до 0,013 год⁻¹, а інтенсивність деструкції у воді збільшувалась з 0,07 до 0,13 мг О₂/дм³·доба. Подібні результати щодо швидкості розмноження бактеріопланктону в осінньо-зимовий період були отримані у Київському водосховищі в перші роки його існування [1]. На думку В. І. Романенка [2], в кінці зими зростає чисельність психрофільних бактерій, внаслідок чого активізуються процеси деструкції і поглиблюється дефіцит розчиненого у воді кисню.

ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ВОД УКРАЇНИ. ПІСНОВОДНІ ЕКОСИСТЕМИ

За даними липня 2000 р. деструкція ОР у воді по довжині верхньої ділянки Канівського водоймища становила 0,32-1,04 мг О₂/дм³·доба (табл. 2). Починаючи з нижнього б'єфу Київської ГЕС і включно до Матвіївської затоки деструкція зростала від 0,32 до 1,04 мг О₂/дм³·доба. Далі за течією на станціях, розташованих вище та нижче взвиження р. Либеді, активність деструкції знижувалась, а в кінці ділянки знову зростала до 1,04 мг О₂/дм³·доба. Очевидно, в зоні впливу Дарницького і Либідського скидів забруднених вод відбувається пригнічення діяльності мікроорганізмів, або ж зниження деструкції свідчить про наявність періоду адаптації бактеріопланктону до ОР забруднень, склад якої не властивий природним водам. Цей висновок підтверджується результатами досліджень продукційних характеристик бактеріопланктону на вказаних станціях.

Співставлення розподілу величин БСК_{повн} по довжині дослідженої ділянки з такими деструкції ОР влітку 2000р. свідчить про наступне. Накопичення лабільної ОР (БСК_{повн}) у воді по довжині ділянки внаслідок антропогенного забруднення супроводжується зростанням інтенсивності деструкції, але не завжди кількісно адекватно приросту ОР, що призводить до збільшення вмісту останньої і встановлення балансу надходження у воду і розкладу ОР (особливо в останній третині ділянки) на більш напруженому в екологічному аспекті рівні.

Таблиця 2

Вміст розчиненого кисню, деструкція органічної речовини та БСК_{повн} у воді верхньої ділянки Канівського водоймища у липні 2000 р.

Станція	t° води	Кисень, мг О ₂ /дм ³	Деструкція, мг О ₂ /дм ³ ·доба	БСК _{повн} , мг О ₂ /дм ³
Київська ГЕС, нижній б'єф	21,4	7,12	0,32	1,48
Нижче взвиження р. Десни	21,2	8,24	0,80	5,03
Вище затоки Вовковатої	21,2	7,44	0,78	2,40
Затока Вовковата, вихід	22,0	6,0	0,80	3,20
Нижче затоки Вовковатої	21,4	7,42	0,96	3,20
Затока Матвіївська	22,4	6,24	1,04	4,46
Вище взвиження р. Либеді	21,4	6,16	0,32	1,37
Р. Либідь, вихід	22,0	8,0	0,64	4,0
Нижче взвиження р. Либеді	21,6	6,48	0,64	5,60
с. Вишеньки	22,0	6,97	1,04	6,0

ЛІТЕРАТУРА

1. Киевское водохранилище. Гидрохимия, гидробиология, продуктивность / Под. ред. Я. Я. Цеба, Ю. Г. Майстренко. — Киев: Наук. думка, 1972. — 460 с.
2. Романенко В. И. Микробиологические процессы продукции и деструкции органического вещества во внутренних водоемах. — Л.: Наука, 1985 — 295 с.

УДК [574.5:627.8.064.3](285.33)(477)

В.М. Якушин, В.І. Щербак, Ю.В. Плігін, Т.В. Головка, О.В. Пашкова, В.П. Машина, К.М. Цапліна, К.П. Каленіченко, С.Ф. Матчинська, Н.В. Майстрова

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

МЕХАНІЗМИ ФУНКЦІОНУВАННЯ ЕКОСИСТЕМИ ВЕРХНЬОЇ ЧАСТИНИ КАНІВСЬКОГО ВОДОЙМИЩА

Екосистемі притаманна ієрархія структури, а саме «співпорядкованість груп елементів і зв'язаних з ними властивостей» [1], що дає змогу говорити про рівні її організації. На кожному рівні відбувається взаємодія з енергією і речовиною, а їх упорядковані між собою у просторі і часі взаємозв'язки і взаємообумовленість відображають функціонування системи в цілому.

На прикладі верхньої, київської ділянки Канівського водоймища (від греблі Київської ГЕС вниз за течією близько 40 км) встановлені основні механізми функціонування та стійкості штучно-природних водних екосистем, що діють на різних рівнях їх структурно-функціональної організації: популяційно-видовому, ценотичному, екосистемному. Натурні дослідження проводились посезонно протягом 1997-2000 рр.

Негативний вплив природних чинників на екосистему водоймища проявляється за екстремальних гідрометеорологічних умов, особливо в зимовий і літній періоди, що може зумовлювати виникнення

дефіциту розчиненого у воді кисню, зміну окисно-відновлюваних умов водного середовища, надмірний розвиток первиннопродуцентів або значне зниження фотосинтетичної активності, прояв антагоністичних відносин між угрупованнями вищих водних рослин і нитчастими водоростями і врешті — значне погіршення якості води.

Антропогенні чинники, що формуються, головним чином, під впливом м. Києва, є більш постійними у часі і мають виражений просторовий градієнт — зростаючи вниз по довжині досліджуваної ділянки водоймища. Високе біотопічне різноманіття верхньої ділянки водоймища, що визначається особливостями гідрологічного, гідрохімічного режимів, типом донних відкладів, ступенем заростання вищою водною рослинністю, зумовлює високе флористичне та фауністичне різноманіття планктонної, бентосної та епіфітонної підсистем, є передумовою їх стабільного функціонування. Встановлено, що посилення негативного впливу природних і, особливо, антропогенних чинників на екосистему компенсується дією внутрішніх механізмів функціонування біоти: фізіолого-біохімічною адаптацією гідробіонтів до несприятливих умов, підвищенням рівня відтворення популяції після загибелі її частини, механізмом розселення організмів (еміграцією та наступною імміграцією), інтенсифікацією процесів топічних і форичних взаємодій між популяціями тих чи інших ценозів.

Дія екологічних чинників призводить до певних порушень у функціонуванні екосистеми водоймища. Доведено, що валова та питома первинна продукція фітопланктону по довжині верхньої частини водоймища знижувалась внаслідок посилення антропогенного впливу. Дія компенсаторних механізмів автотрофної ланки біоти спрямована на зростання чисельності видів водоростей, що характеризуються як β - α та α -сапроби. Одночасно при посиленні антропогенного пресу (як приклад структурно-функціональна організація фітопланктону гирлової ділянки р. Либідь) це не є достатньою умовою для підтримання на високому рівні як видового різноманіття водоростей, так і їх продукційного потенціалу. Негативний антропогенний вплив проявляється не тільки на популяційно-видовому і ценотичному рівнях, а і на екосистемному, що підтверджується порушенням сезонної динаміки структурних показників фітопланктону в останній третині київської ділянки водоймища та гирлі річки Либідь. Одночасно, вниз по довжині ділянки зростають показники деструкції органічної речовини (ОР) внаслідок накопичення у воді ОР антропогенного походження. Локально, в зонах найбільшого антропогенного впливу пригнічується метаболізм бактерій і деструкція знижується, а баланс надходження у воду і розклад ОР зміщується в сторону превалювання першого.

Встановлено, що на верхній частині Канівського водоймища зоопланктон по довжині руслової ділянки за усіма дослідженими ознаками характеризується як стійке і збалансоване угруповання, можливо, в силу своєї інерції до негативного впливу антропогенного чинника. Очевидно, дія ця буде виявлятися за межами верхньої ділянки водоймища. Сукцесія фітопланктону спрямована на збільшення різноманіття дрібноклітинних форм водоростей, що можна розглядати як прояв одного із механізмів збереження його продукційного потенціалу, а також як процес, що є ланкою низки перебудов у взаємовідносинах різних угруповань планктонних організмів у бік зростання ролі пасовищного харчового ланцюга. Зокрема, не зважаючи на те, що вміст бактеріальних харчових ресурсів значно перевищував потреби пелагічного зоопланктону, споживання бактеріальної біомаси досліджуваної ділянки водоймища в літній період знижується практично до нуля, оскільки зоопланктон віддає перевагу дрібноклітинним водоростям. Але процеси продукування бактеріальної біомаси та її виїдання залишаються збалансованими завдяки тому, що зростає роль найпростіший у споживанні бактерій. Встановлено, що компенсаторні механізми, пов'язані з реалізацією надлишкової бактеріальної біомаси опрацьовують у разі інтенсифікації синтезу бактеріальної біомаси.

Стан продуктивності зообентосу, його мікро-, мезо- і макроформ вказаної ділянки водоймища оцінюється як дуже високий, також і при високому фауністичному різноманітті. Виняток складає біотоп, що знаходиться в зоні впливу р. Либіді та в деяких заплавах водоймах на Трухановому острові (наприклад, оз. Баб'є). Оскільки між валовою первинною продукцією фітопланктону і продуктивністю зообентосу існує тісний взаємозв'язок, то очевидний висновок полягає в тому, що для нормального функціонування екосистеми верхньої ділянки водоймища та її бентосної підсистеми велике значення має фітостік з Київського водоймища та р. Десни. Особливості гідрологічного режиму верхньої частини Канівського водоймища (два скиди води через Київську ГЕС на добу) призводять до такого напрямку еволюції екосистеми, який нагадує циклічну екологічну сукцесію. Її ознаки досить чітко притаманні різним угрупованням гідробіонтів, а прояв на рівні екосистеми забезпечує імпульсно-стабілізований стан функціонування.

Отже, не зважаючи на значний вплив природних та антропогенних чинників, біологічні механізми функціонування обумовлюють високе біорізноманіття, продукційний потенціал та стійкість біоти екосистеми верхньої ділянки Канівського водоймища.

ЛІТЕРАТУРА

1. Федоров В.Д. Устойчивость экологических систем и ее измерение // Изв. АН СССР. Сер. биол. — 1974. — № 3. — С. 402-415.

УДК 574. 63 (28)

Н.С. Ялынская, И.Т. Олексив, О.Я. Думыч, О.П. Едынак

Львовский национальный университет им. И. Франко, г. Львов

МЕРА РАЗНООБРАЗИЯ, СЛОЖНОСТИ И УСТОЙЧИВОСТИ СООБЩЕСТВ ЗООПЛАНКТОНА И ЗООБЕНТОСА ПРУДОВ

По материалам 15 летних исследований рассматриваются свойства видовых систем, которые характерны для большой совокупности видов — сообществ зоопланктона и зообентоса 42 прудов Западного региона Украины и Краснодарского края России. В этой части антропо-экологической системы ландшафта техногенное влияние не обеспечивает сбережения стабильной экологической ситуации [2, 4].

Методы сбора и обработки гидрохимических и гидробиологических проб описаны в [4].

По данным изучения сообществ зоопланктона и зообентоса пруды — далеко не простая, как это принято считать, экосистема. В составе одноклеточного зоопланктона выявлено 197 видов планктонных инфузорий, 157 видов инфузорий в придонном горизонте, 181 вид многоклеточного зоопланктона, в составе зообентоса — 160 таксономических единиц (губки, гидроиды, нематоды, олигохеты, пиявки, ракообразные, моллюски, личинки насекомых, мшанки).

Формирование состава сообществ находится под контролем со стороны температуры, содержания кислорода, рН, общей жесткости. Главным возмущающим фактором является содержание в воде и грунте легкоминерализуемого органического вещества, пестицидов и тяжелых металлов. Все другие показатели гидрохимического режима играют роль слабых воздействий. В сводной табл. 1 представлены показатели, характеризующие реакцию целостной системы на загрязнение прудов пестицидами (при <3,7 мкг/л ДДТ, гексахлоран, гексахлорбензол, 2,4 -Д, ТМТД, 2,4 — ДБ, эптан, симазин, прометрин, рамрод, ленацил, бетанал; при концентрации 45,4 мкг/л ХГЦГ, ДДТ, ялан, сатурн, пропанид, 3,4 — ДХА), продуктами автолиза и взрывообразного разрушения клеток синезеленых водорослей (*Aphanizomenon flos-aqua*) и тяжелыми металлами (Mo, Cu, Pb, Cr).

Таблица 1

Показатели структурно-функциональной организации зоопланктона в прудах в зависимости от загрязненности их пестицидами (лимиты колебаний)

Показатели	Одноклеточный зоопланктон		Многоклеточный зоопланктон	
	Суммарная концентрация пестицидов, мкг/л			
	<3,7	45,4	<3,7	45,4
Общее количество видов и подвидов	27-300	5-127	61-181	<40
Численность, тыс. экз. /м ³	104,0-26025,0	113,2-11485,0	3,5-6074,9	0,25-206,7
Биомасса, г/м ³	0,01-35,5	0,005-3,2	0,003-808,83	0,0023-12,9
Индекс Шенно-на Н, бит	0,9-3,89	0,36-3,92	0,82-2,73	0,7-1,6
Количество доминантов и субдоминантов	1-5	0-3	1-6	0-3
Продукция, г/м ³	0,15-69,63	0,01-1,95	1,03-25,68	1,2-18,0
P/B-коэффициент	1,2-35,6	0,14-3,3	12,4-13,2	1,8-5,7

Примечание: Н-индекс одноклеточного зоопланктона рассчитан по численности, многоклеточного — по биомассе.

В прудах, как видим, в ответ на роль загрязняющих веществ сокращается число видов, нарушается доминантная структура ценозов, наблюдается депрессия численности, снижаются биомасса и продукция. В прудах наблюдаются далеко не все признаки, которые характерны при функционировании загрязненных водных экосистем [1]. Заметим, что значительная (170,2-808,8 г/м³) биомасса многоклеточного зоопланктона наблюдается только в рыбохозяйственных прудах во время “дафниевой стадии”; в прудах иного хозяйственного назначения не превышает 39,2 г/м³; высокая скорость возобновления биомассы одноклеточного зоопланктона (P/B = 26,1) — за счет гистофагов.

Четкую картину воздействия загрязнения дает анализ свойств сообществ микрозоопланктона. Именно в этой группе доминанты утрачивают возможность реализовать свой репродуктивный потенциал; менее продуктивные системы имеют малые величины P/B-коэффициентов. Пестицидная нагрузка приводит к множественной перестройке систем разного уровня, но, в основном, она направлена в сторону лучшего для популяций соответствия среде. Степень сложности системы не снижается, происходит саморегуляция таксономической структуры. На смену видам одноклеточного зоопланктона с длительным (несколько

суток) циклом розвитку приходять види, время генерации которых измеряется часами, а виды, у которых ротовая цилиатура обеспечивает непрерывный процесс захвата пищи, замещаются видами с широкой — в отношении питания — специализацией. В многоклеточном микрозоопланктоне появляются виды, которые отличаются статусом по комплексу признаков. Главным из них надо признать то, что состав представлен систематически отдаленными группами. У таких групп самостоятельно развилась специализация к планктонному образу жизни и они занимают разные экологические ниши [3].

В нарушаемых токсинами условиях сообщества микрозоопланктона импульсно стабильны. При малой нагрузке пестицидов и металлов на пруды популяции не теряют способности к изменению своего функционального уровня и решают свои энергетические проблемы (пища, O₂). Перестройки и изменения сообществ, именуемые сукцессиями, по типу напоминают конформационные адаптации, адаптации онтогенетических систем [5]. Относительная стабилизация таких сообществ, именуемая климаксом, обнаруживается осенью.

По свойствам, характерным для совокупностей видов зообентоса, пруды можно объединить в три группы. В первой с признаками без нарушения условий среды численность организмов колеблется в границах 80-3040 экз./м², во второй с признаками порога нарушения со стороны метаболитов водорослей 50-620, с признаками нарушения за счет металлов 80-1920 экз./м²; биомасса соответственно 4,1-20,2 г/м²; 0,9-13,2; 0,9-17,3 г/м², индекс Шеннона 1,49-4,0; 1,28-1,89; 1,61-2,05. Показательна представленность крупных таксонов. От общей численности олигохет в первой группе прудов < 40 %; во второй — подвижно соотношение таксонов высокого ранга; в третьей — наблюдается обилие личинок членистоногих, нет олигохет; количество доминантов 4-8, 1-5, 2-3; индекс сапробности по Пантле-Букку 1,61-2,5; 1,76-3,65; 2,04-3,76; индекс Вудивисса 6-7, 2-3, 2, 3 (соответственно).

ЛИТЕРАТУРА

1. Алимов А. Ф. Основные положения теории функционирования водных экосистем // Гидробиол. журн. — 1990. — Т. 26, № 6. — С. 3-12.
2. Ковальчук И. Региональний еколого-геоморфологічний аналіз. — Львів, 1997. — 438с.
3. Кутикова Л. А. Коловратки фауны СССР. — Л.:Наука, 1970. — 744 с.
4. Олексів І. Т., Брагінський Л. П., Ялинська Н. С. та ін. Гідроекологічна токсикометрія та біондікація забруднень. — Львів: Світ, 1995. — 438 с.
5. Шкорбатов Г. Л. Эколого-физиологические аспекты микроэволюции водных животных. — Харьков, 1973. — 200 с.

УДК 581.526.323 (285.2)

Л.П. Ярмошенко

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

РІЗНОМАНІТТЯ МІКРОФІТОБЕНТОСУ ОЗЕРА БАБ'Є

Одна з головних екологічних проблем сучасності — зниження біологічного і ландшафтного різноманіття. Якщо говорити тільки тільки про видове різноманіття то, не дивлячись на те, що систематика ряду груп рослин і тварин вивчена досить повно, в цілому наші знання в цьому питанні бідні [1]. Надзвичайно гостро проблема деградації оточуючого середовища, в тому числі і втрат біологічного різноманіття стоїть у великих містах [1,2,3] і, особливо, це стосується водних екосистем. Басейн Дніпра належить до найбільш антропогенно навантажених регіонів Східної Європи [5].

Особлива увага до київської ділянки Канівського водосховища визначається його винятковою важливістю, оскільки вона, з одного боку, являється частиною оточуючого середовища для населення м. Києва, а з іншого — зазнає сильного антропогенного впливу [4]. Київська ділянка Канівського водосховища являє собою досить розгалужену водну систему, котра, крім основного русла Дніпра, має багато рукавів, проток і заток. В межах ділянки знаходиться багато островів, що широко використовуються жителями міста в рекреаційних цілях.

Озеро Баб'є знаходиться на Трухановому острові і належить до додаткової системи Канівського водосховища. Фітопланктон водойм Труханового острова вивчала Jadwiga Woloszynska [7], було встановлено, що в цих водоймах розвивались діатомові, динофітові, зелені та золотисті водорості, домінували *Fragillaria crotonensis*, *Asterionela gracillima*, *Eudorina elegans*, *Ceratium hirundinella* а також рід *Peridinium*, представлений 8 видами. Роботи по мікрофітобентосу водойм Труханового острова нам не відомі. Мікрофітобентос озера Баб'є вивчали навесні і влітку 2000 р. За цей період виявлено 49 видів водоростей, представлених 53 внутрішньовидовими таксонами (включаючи номенклатурний тип виду) із 6 відділів (табл.1).

Видове різноманіття мікрофітобентосу озера Баб'є

Відділи	Кількість видів, включно внутрішньовидові таксони		
	Весна	Літо	Всього
Cyanophyta	-	2	2
Dinophyta	1	-	1
Euglenophyta	1	1	1
Chlorophyta	5	4	8
Crysophyta	1	-	1
Bacillariophyta	28	27	40

Головне положення займали діатомові, на їх долю приходилося 94% загальної кількості видів, на другому місці — зелені. Динофітові, евгленові і золотисті водорості представлені одиничними видами. Вперше для басейну Дніпра нами виявлено 3 таксони рангом нижче роду з двох відділів: Cyanophyta — *Synechococcus major* Schroet, Bacillariophyta — *Pinnularia appendiculata* var. *dubensis* (Grun. in V.H.) Cl., *Epithemia argus* var. *alpestris* (W.Sm.) Grun. 15 таксонів рангом нижче роду вперше виявлено для Канівського водосховища: Cyanophyta — *Oscillatoria gracilis* Boecher f. *gracilis*; Chlorophyta — *Pediastrum boryanum* var. *cornutum* (Racib.) Sulek, *Pediastrum duplex* var. *subgranulatum* Racib.; Dinophyta — *Peridinium bipes* Stein f. *bipes*; Bacillariophyta — *Amphora ovalis* var. *libyca* Ehr., *Epithemia zebra* var. *porcellus* (Kuetz.) Grun., *Eunotia arcus* var. *bidens* Grun., *Fragilaria brevistriata* Grun., *Gomphonema acuminatum* var. *coronatum* (Ehr.) W. Sm., *Gomphonema augur* Ehr., *Navicula cari* Ehr., *Navicula vulpina* Kuetz., *Pinnularia major* var. *paludosa* Meist., *Pinnularia rangoonensis* Grun., *Rhopalodia gibba* (Ehr.) O. Mull. [6].

Видовий склад мікрофітобентосу навесні і влітку значно відрізнявся (коефіцієнт видової подібності за Серенсеном дорівнював 0,20). Навесні по біомасі, яка сягала 5,2 г/м², домінували *Cymbella lanceolata* (Ehr.) Vol. H. — 13 %, *Fragilaria brevistriata* Grun. — 19 %, *Nitzschia linearis* W. Sm. — 13 %, *Navicula vulpina* Kuetz. — 13 %, *Staurastrum* sp. — 11 %. Влітку біомаса складала 11,9 г/м², домінували: *Pinnularia major* var. *paludosa* Meist. — 22 %, *Cymbella lanceolata* (Ehr.) Vol. H. — 27 %. Протягом всього періоду дослідження донні водоростеві угруповання характеризувались досить високим рівнем інформаційного різноманіття, індекс Шеннона за чисельністю та біомасою коливався в межах 3,5–4,0.

Отже, в результаті проведених досліджень встановлено, що заплавне озеро Баб'є має своєрідну структуру мікрофітобентосу і характеризується високим різноманіттям, список видів водоростей басейну Дніпра поповнено 3 таксонами, а список видів водоростей Канівського водосховища 15 таксонами рангом нижче роду, порівняльний аналіз сучасного видового складу мікрофітобентосу озера Баб'єго з літературними даними показав, що більш ніж за вісім десятиріч, що пройшли з часу попередніх досліджень, флористичний спектр в основному зберігає свої риси.

ЛІТЕРАТУРА

1. Акимов И.А., Костюшин В.А. О необходимости и принципах сохранения биологического разнообразия урбанизированных территорий // Урбанізоване навколишнє середовище: охорона природи та здоров'я людини. — К.: Наук. думка, 1996. — С. 101–105.
2. Афанасьев С.А. Характеристика гидробиологического состояния разнотипных озер г.Киева // Вестник экологии. — 1996. — № 1–2. — С. 112–119.
3. Афанасьев С.А., Колесник М.П., Давиденко Т.В. и др. Санитарно-гидробиологическое состояние озер и заливов жилого массива Оболонь г.Киева // Гидроэкологические проблемы внутренних водоемов Украины. — Киев: Наук. думка, 1991. — С. 98–109.
4. Окснюк О.П., Тимченко В.М., Давыдов О.А. и др. Состояние экосистемы киевского участка Каневского водохранилища и пути его регулирования. — Киев, 1999. — 59 с.
5. Романенко В.Д. Стан та перспективи екологічного оздоровлення басейну Дніпра // 2 з'їзд Гідроєкологічного товариства України. Київ, 26-31 жовтня 1997 р. Тези доповідей. — К., 1997. — С. 17.
6. Сиренко Л.А., Корелякова И.Л., Михайленко Л.Е. и др. Растительность и бактериальное население Днепра и его водохранилищ. — Киев: Наук. думка, 1989. — 232 с.
7. Woloszynska J. Glony okolic Kijowa // Rozprawy wydzialu matematyczno-przyrodniczego Polskiej akademji umiejetnosci. Serija 3. —Т. 20. -Dzial B. Nauki biologiczne. — Krakow, 1921. — P. 127–140.

ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ВОД УКРАЇНИ. МОРСЬКІ ЕКОСИСТЕМИ

УДК 627.417.3:574.652:574.5

Б.Г. Александров

Одесский филиал Института биологии южных морей, г. Одесса

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ИСКУССТВЕННЫХ РИФОВ ДЛЯ УПРАВЛЕНИЯ СОСТОЯНИЕМ ПРИБРЕЖНЫХ МОРСКИХ ЭКОСИСТЕМ

Искусственные рифы (ИР) — эффективное средство экологической мелиорации прибрежных вод, способное повысить продукцию и биомассу водной экосистемы, увеличить интенсивность ее самоочищения. ИР позволяют целенаправленно воздействовать на организацию экологического и поведенческого пространства гидробионтов и, следовательно, управлять их распределением и поведением. В связи с этим задача использования ИР как эффективного инструмента управления водными экосистемами продолжает оставаться не только актуальной, но и получила особое развитие за последние десятилетия. Подводя итоги гидроэкологических исследований на рубеже тысячелетий в области использования и изучения ИР, следует отметить, что хронологически история вопроса начинается с XVI века, когда в ряде провинций Японии стали опускать на дно вырубленные деревья и камни для рыбопромыслового эффекта [9]. В США первый ИР был сооружен в 1860 году [7]. В последующем, многостороннее использование ИР оказало стимулирующее воздействие на целый ряд исследований в области биологии и экологии моря, санитарной и технической гидробиологии, марикультуры.

Цель исследования — анализ литературы, посвященной использованию ИР для улучшения экологического состояния прибрежной зоны моря. Фактически — это продолжение известного аналитического обзора [6], охватившего период от начала XX века до конца 70-х годов. Для составления обзора за последние два десятилетия с 1980 по 2000 годы была использована компьютерная версия реферативного журнала ASFA (Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts, Cambridge), обзор публикаций по ИР в странах юго-восточной Азии [10], а также специализированные сборники ВНИРО, посвященные аналогичным исследованиям в странах СНГ [3, 4]. Общий библиографический список составил порядка 1270 работ. Несмотря на приоритет Японии в области создания ИР к 1982 году абсолютным лидером по числу публикаций (30% работ) становятся США. С 1990 года благодаря созданию специальных государственных программ [10] и проведению международных симпозиумов, посвященных ИР (7 Международная конференция по ИР, 7-11 октября, 1999, Санремо, Италия и др.) лидерство в исследованиях ИР переходит в Европу и страны юго-восточной Азии, прежде всего в Филиппины, на которые приходится в среднем 44% общего объема публикаций. По содержанию большая часть работ продолжает быть посвящена описанию различных конструкций и технических средств создания ИР (18% публикаций). Наиболее полная сводка по данному вопросу содержит 2500 библиографических источников [8]. Число работ, посвященных анализу свойств материалов из которых производятся ИР, снизилось вдвое. При этом абсолютное большинство публикаций посвящено использованию наиболее выгодных в экономическом отношении изношенных автопокрышек и угольной золы тепловых энергетических станций. По биологическим объектам абсолютное большинство публикаций посвящено различным аспектам агрегации рыб вблизи ИР (в среднем 34% работ). Второе место по числу публикаций занимают беспозвоночные (13%) из которых большая часть посвящена моллюскам. С 1985 года в связи с увеличением числа работ, посвященных комплексной оценке сообщества обрастания твердых субстратов,

доля публикацій, включаюча описання водорослей збільшилася до 5%. Характерною особенню останнього десятиліття став рiст числа дослідвань, присвячених оцнці меліоративного ефекта ІР. Якщо в початковий період дослідвань вивчалися біологічні особенности заселення твердих субстратів естествоного і антропогенного походження, наприклад, привлечення риб, структура спільноти обрастання і т.д., то з 1987 наметилася тенденція зменшення частоти публікацій, присвячених вивченню впливу ІР на гідробіоту в користь їх впливу на якість водної середовища. В ряду публікацій обговорюється нагальна потреба створення теоретичних основ конструювання ІР з заданими меліоративними властивостями [3, 5]. Відомо, що ІР мають привабливі властивості для риб, якщо мають об'єм не менше 2000 м³. В практиці конструювання ІР прийнято співвідношення висоти рифа від глибини його установки рівне 0,1 [3]. Дослідженнями школи К.М. Хайлова [5] була показана можливість керувати обрастанням рослинних спільнот через конструювання фізичного носія, знайдено кількісні співвідношення між біомасою і різними показателями геометричної організації ІР. Було показано, що з зменшенням на порядок розмірів елементів конструювання ІР в діапазоні від 0,02 до 12 см³ інтенсивність їх взаємодії з потоком води збільшується в 3 рази. Напрямок цих робіт в наступному було продовжено. В частині, виведено достовірні залежності, зв'язані біомасою і інтенсивністю дихання обрастання від удільної поверхні і коефіцієнта упаковки поверхні ІР, рівняння, зв'язуюче співвідношення рослинного і тваринного обрастання від розмірів життєвого простору [2], регресійні залежності по визначенню змін якості водної середовища від фізичних характеристик ІР і ступеня розвитку біообрастання [1]. Успіх розвитку діяльності по використанню ІР для покращення якості водної середовища, підвищення рибпродуктивності прибережної зони моря визначається масштабами державних дотацій. З 1984 року завдяки введенню спеціальної поправки до федерального закону США мільйони доларів виділяються щорічно на конструювання ІР [7]. Об'єм державних дотацій в Японії на конструювання ІР досяг 100 млн. доларів в рік [3]. З 1994 року в

Україні почав здійснюватися проєкт "Розробка рентабельної технології оптимізації якості морських прибережних вод високотрофних і урбанізованих районів Українського Причорномор'я", присвячений розробці теоретичних основ конструювання ІР.

ЛИТЕРАТУРА

1. Александров Б.Г. Методологические аспекты управления качеством водной среды с помощью обрастания твердых субстратов // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа. — Севастополь, 2000. — С. 351-359.
2. Александров Б.Г., Юрченко Ю.Ю. Зависимость структурно-функциональных свойств морского зообрастания от геометрии твердых субстратов // Там же. — Севастополь, 2000. — С. 367-376.
3. Искусственные рифы для рыбного хозяйства // Тез. докл. Всес. конф. — Москва, 1987. — 131 с.
4. Технические средства марикультуры // Сб. научн. трудов. — Москва, 1986. — 198 с.
5. Хайлов К.М., Празукин А.В., Ковардаков С.А., Рыгалов В.Е. Функциональная морфология морских многоклеточных водорослей. — Киев: Наук. думка, 1992. — 280 с.
6. Bohnsack J.A., Sutherland D.L. Artificial reef research: a review with recommendations for future priorities // Bull. Mar. Sci. — 1985. — Vol. 37, № 1. — P. 11-39.
7. Duedall I.W., Champ M.A. Artificial reefs: emerging science and technology // Oceanus. — 1991. — Vol. 34, N. 1. — P. 94-101.
8. Stanton G., Wilber D., Murray A. Annotated bibliography of artificial reef research and management. — Florida State Univ., Tallahassee (USA). Sea Grant Coll. Program. — 1985. — 275 p.
9. Steimle F., Stone R. Bibliography on artificial reefs / Coastal plains center for marine development services. — Wilmington, North Carolina, 1973. — 129 p.
10. White A.T., Chou L.M., De Silva M.W.R.N., Guarin F.Y. Artificial reefs for marine habitat enhancement in Southeast Asia // ICLARM Education Series. — 1990. — Vol. 11. — 45 p.

УДК: 591.524.11 (262.5)

Н.А. Болгачева, Е.А. Колесникова

Институт биологии южных морей НАН Украины, г. Севастополь

БЕНТОСНАЯ ФАУНА ЛИМАНА ДОНУЗЛАВ (ЗАПАДНОЕ ПОБЕРЕЖЬЕ КРЫМА)

До 1961 г. Донузлав — это замкнутый пересолённый водоём в западном Крыму с характерной для таких озёр ультрагалинной фауной. Котловина озера — речная эрозионная долина, глубина её достигает 28 м. Длина его — около 27 км, наибольшая ширина — 9 км. В 1961 г. озеро было соединено с морем

судоходным каналом и соленость воды в озере понизилась до уровня морской. Таким образом, в этом лимане в течение короткого временного промежутка можно проследить формирование донной фауны.

Первые исследования бентоса в лимане были проведены в 1981 г., через 20 лет после его соединения с морем. Исследованиями был охвачен почти весь водоем. Обнаружено 28 видов макробентоса (группа полихет не была идентифицирована до вида), выделены сообщества, описано их распределение в акватории лимана [9]. Следующая бентосная съемка, охватывающая большую часть лимана была выполнена в 1990 г. Обнаружено 60 видов макробентоса [6], 107 видов мейобентоса [7].

В 1997 г. проведены исследования в нижней части лимана (глубина –1,5-15 м), в районе, где проводится добыча песка Евпаторийским морским портом. На 29 станциях собрано 53 пробы макробентоса, 28 — мейобентоса. В сборах идентифицировано 106 таксонов, 99 видов макробентоса. Среди них — 36 видов многощетинковых червей, 28 — ракообразных, 17 — брюхоногих и 16 — двусторчатых моллюсков, 1 — форонид и 1 — насекомых (личинки). 5 таксонов и 51 вид впервые указаны для Донузлава. Среди них 22 вида полихет, 17 — ракообразных, 11 — моллюсков.

В целом для изученного водоема теперь известны 131 вид макробентоса, в том числе 46 видов полихет, 36 — ракообразных, 43 — моллюсков, 3 — асцидий, 1 — форонисов, 1 — кишечнополостных, 1 — насекомых. Указываются, но не идентифицированы до вида таксоны — Porifera, Hydroidea, Turbellaria, Nemertini, Oligochaeta, Nudibranchia, Bryozoa.

Встает вопрос, насколько полно описана на сегодняшний день фауна макробентоса Донузлава. В северо-западной части Черного моря в 60-е годы обитало 290 видов макробентоса [1]. В.П.Закутским [2], работавшим, в основном, в открытой части региона, было обнаружено 166 видов макробентоса. Известно, что одним из существенных факторов, обуславливающих полноту изученности фауны является количество сборов. М.И.Киселева [5] на 54-х станциях, выполненных у западного побережья Крыма обнаружила 119 видов макробентоса (группы Nemertini, Hydroidea и Porifera не определены). П.Н.Золотаревым [3] были обработаны материалы с 2500 станций, собранные на протяжении 1972-1989 гг. в северо-западной части моря. Им идентифицировано 159 макробентосных вида, без немуртин, гидроидов и губок — 129. Таким образом, списки видов у вышеперечисленных авторов сходны по количеству, несмотря на разницу в объеме материалов. Вероятно, итоговый список видов макрофауны для Донузлава — 131 вид — можно считать достаточно полным, а фауну этого лимана вполне сформировавшейся.

Остается отметить следующее — в составе фауны Донузлава не обнаружены иглокожие. Возможно, это можно объяснить тем, что два массовых вида, характерных для сходных биотопов западного побережья Крыма, *Amphiura stapanovi* и *Stereoderma kirschbergi*, не имеют пелагических личинок. Видимо, это обуславливает трудность их вселения в лиман. Не обнаружены в лимане и полихеты семейства *Paraonidae*, хотя один представитель этого семейства — *Aracidea claudiae* является массовым и даже образует одноименный биоценоз у западных берегов Крыма [5]. Для этих полихет также неизвестны пелагические личинки, а взрослые стадии, видимо, не выходят в планктон. С этой точки зрения представляют интерес черноморские брюхоногие моллюски, среди которых 13,5% — виды с непелагическим развитием [8]. Динамика обнаружения этих видов в Донузлаве такова: 1981 г. — 1 вид (т.е. — 11% от общего числа обнаруженных видов гастропод), 1990 г. — 2 (18%), 1997 г. — 4 (22%). Видимо, вселение отдельных видов в лиман будет продолжаться, однако в основном, фауну этого лимана после изменения его гидролого-гидрохимического режима можно считать, в целом, вполне сформированной.

Первые сведения о мейобентосе лимана Донузлав приводятся в статье Н.Г.Сергеевой [5]. Найдены представители основных таксономических групп мейобентоса: Foraminifera — 7 видов, Nematoda — 80 видов, Kinorhyncha — 2 вида, Harpacticoida — 16 видов, Acari — 3 вида, личинки Chironomidae — 1 вид. Turbellaria, Ostracoda не идентифицированы до вида. В наших исследованиях дополнен список гарпактикоид — 9 видов. Один массовый вид из сем. Tetragonicipsidae является новым для Черного моря. Всего к настоящему времени известно 116 видов мейобентосной фауны в Лимане Донузлав. Сравнивая видовой состав мейобентоса биоценозов западного побережья Крыма [4] с фауной мейобентоса лимана Донузлав, можно отметить схожие величины количества видов. В обоих исследованных районах число определенных видов в группах, которые идентифицировались до вида равно 109.

ЛИТЕРАТУРА

1. Виноградов К.А., Лосовская Г.В., Каминская Л.Д. Краткий обзор видового состава беспозвоночных северо-западной части Черного моря (по систематическим группам) / Биология северо западной части Черного моря. — Киев: Наук.думка, 1972. — С. 177-201.
2. Закутский В.П. Зообентос северо-западной части Черного моря: Автореф. дис... канд.биол.наук. — Одесса, 1962. — 16 с.

3. Золотарев П.Н. Структура биоценозов бентали северо-западной части Черного моря и ее трансформация под воздействием антропогенных факторов: Дисс... канд.биол.наук.— Керчь,1994. — 278 с.
4. Киселева М.И. Качественный состав и количественное распределение мейобентоса у западного побережья Крыма // Бентос. — Киев: Наук. думка, 1965. — С. 48-61.
5. Киселева М.И., Славина О.Я. Донные биоценозы у Западного побережья Крыма // Тр. Севастоп.биол. станции. — 1964. — Т. 15. — С. 152-157.
6. Михайлова Т.В. Макробентос озера Донузлав // Экология моря. — 1992. — Вып.42. — С.16-20.
7. Сергеева Н.Г. Мейобентос озера Донузлав // Гидробиол. журн. — 1997. — Т. 33, № 4. — С. 32-34.
8. Чухчин В.Д. Экология брюхоногих моллюсков Черного моря. — Киев: Наук. думка, 1984. — 176 с.
9. Чухчин В.Д. Формирование донных биоценозов в оз.Донузлав после соединения с морем // Многолетние изменения зообентоса Черного моря. — Киев: Наук. думка, 1992. — С. 217- 225.

УДК 639.2.053.8 (262.5)

В.А. Брянецв

Южный научно-исследовательский институт морского рыбного хозяйства и океанографии, г. Керчь

МНОГОЛЕТНИЙ ПРОГНОЗ СОСТОЯНИЯ ЧЕРНОМОРСКОЙ ЭКОСИСТЕМЫ

Состояние черноморской экосистемы иллюстрируется нами с помощью многолетних рядов трех промыслово-биологических характеристик: осредненной за год по восточному (глубоководному) району Черного моря биомассой фитопланктона (F), полученной в сезонных съемках ЮгНИРО и опубликованной в Справочном пособии [3]; аналогичным образом оцененной биомассой зоопланктона; значениями уловов черноморской хамсы (У), взятыми из работы [6].

В исследуемых показателях хорошо заметны изменения биотической части экосистемы открытой части Черного моря, где в условиях олиготрофной акватории и жестко сбалансированных трофических связей они проявляются особенно четко. Ряд фитопланктона делится нами на две части: до 1974 года и начиная с него, когда биомасса водорослей возросла в двое по сравнению с максимальным значением предшествующего периода и затем показала признаки аномальных вспышек (увеличение более чем на порядок) и общей нестабильности. В первом (стабильном) периоде биомассы фито- и зоопланктона значимо коррелированы (коэффициент корреляции 0.709, уровень значимости 0.004), во втором отмечаются признаки обратной связи. На нестабильность экосистемы указывает также увеличение запаса короткоциклового рыб, в частности хамсы.

Положительный тренд биотических показателей сопряжен с таким же во внешних физических предпосылках. В приведенной корреляционной матрице (таблица) помещены значения коэффициентов, с уровнями значимости, не ниже 0.05, со значениями: среднего атмосферного давления (А); антропогенного отъема пресного стока (q), вычисленного как разница между фактическим и естественным стоком, данными в [4]; условного показателя изменения скорости вращения Земли (δ), выраженного в долях единицы на основе обозначений лет минимума и максимума, данных в [5]; а также полученного при сложении значений указанных параметров (Aqδ) после их нормирования на амплитуду и приведения к общей размерности.

Таблица

Корреляционная матрица внешних воздействий и элементов черноморской экосистемы (разъяснение символов в тексте)

Биотические показатели	Внешние воздействия			
	A	q	δ	Aqδ
F	0.430 (0.032)	0.519 (0.008)		
lg F		0.655 (0.000)		0.603 (0.001)
У		0.849 (0.000)	0.790 (0.000)	0.787 (0.000)

В наших работах [1, 2] было показано, что безвозвратное водопотребление (q) и особенности атмосферной циркуляции при повышенном среднем давлении (А) приводят к усилению притока в фотический слой глубинных продуктивных вод и увеличению трофности до уровня, определяющего

дестабилизацию и упрощение черноморской экосистемы. Первое (естественное) воздействие как-то обусловлено восходящей ветвью показателя изменения скорости вращения Земли; второе (антропогенное), как видим прямо коррелируется с биотическими показателями и в суперпозиции с особенностями атмосферной циркуляции приводит экосистему к стрессовому состоянию. Следует отметить, что именно в 1974 переломном году на северо-западном шельфе моря вследствие обширного замора погибли практически все промысловые мидийные банки и запасы филофоры на Поле Зернова снизились впоследствии в 20 раз.

Как известно, наращивание объема пресного стока, планируемое Минводхозом бывшего СССР с доведением в 2000 году до 40 % годового объема, в 80-е годы прекращено и его величина стабилизировалась на уровне 10-15 %. Таким образом, катастрофических изменений в плотностной структуре и в состоянии сероводородного слоя уже не произойдет. Переменной частью во внешних воздействиях останется природная составляющая, которая перейдет в фазу снижения, после достижения максимума в скорости вращения Земли в 2000-2010 году, как указывается в [5]. С этого момента и в последующий 35-летний период мы можем предполагать возвращение черноморской экосистемы к стабильному состоянию, сопряженному, в частности, со снижением трофности и исключением случаев аномальных всплесков первичной продукции, а в дальнейшем к увеличению биоразнообразия, в том числе и в объектах рыболовного промысла.

ЛИТЕРАТУРА

1. Брянец В.А., Брянцева Ю.В. Многолетние изменения в фитопланктоне глубоководной части Черного моря в связи с естественными и антропогенными факторами // Экология моря. — 1999. — Вып.49. — С.24-28.
2. Брянец В.А. Антропогенная трансформация гидроструктуры и сероводородной зоны Черного моря // Диагноз состояния морской среды Азово-Черноморского бассейна. -Севастополь: МГИ. — 1994. -С.61-68.
3. Гидрометеорология и гидрохимия морей СССР /Ред. Ф.И. Симонова, А.И. Рябинина, Д.Е. Гершановича. — Санкт-Петербург: Гидрометеоздат, 1992. — Т.4: Черное море. — Вып.2. — 220 с.
4. Николенко А.В., Решетников А.И. исследование многолетней изменчивости баланса пресных вод Черного моря // Водные ресурсы. — 1991. — № 1. — С.20-28.
5. Сидоренко Н.С., Свиренко П.Н. Многолетние изменения атмосферной циркуляции и колебания климата в первом естественном синоптическом районе // Долгопериодная изменчивость среды и некоторые вопросы рыбопромыслового прогнозирования. — М.: ВНИРО, 1989. — С. 59-71.
6. Шляхов В.А., Чащин А.К., Коркош Н.И. Интенсивность промысла и динамика запаса черноморской хамсы // Биологические ресурсы Черного моря. — М.: ВНИРО, 1990. — С. 93-102.

УДК 595.1(262.5)

Л.В. Воробьева

Одесский филиал Института биологии южных морей НАН Украины, г. Одесса

МЕЙОБЕНТОС ЧЕРНОГО МОРЯ (ВИДОВОЕ РАЗНООБРАЗИЕ, ОСНОВНЫЕ ТЕНДЕНЦИИ РАЗВИТИЯ В ЭВТРОФНЫХ ВОДАХ)

Черное море принадлежит к немногим морям Мирового океана, где фаунистические, хорологические и экологические исследования мейобентоса проводились достаточно успешно на протяжении более сорока лет учеными четырех стран. Большой вклад в изучение этого своеобразного сообщества организмов внесен украинскими учеными.

Мейобентос (мейофауна) — мелкие бентические организмы, имеющие своих представителей почти во всех типах беспозвоночных животных. Одна из важных особенностей мейофауны морских экосистем заключается в том, что она вносит значительный вклад в биологическое разнообразие водоемов. Так, например, в Черном море из общего количества (3774) идентифицированных к настоящему времени видов фауны и флоры, по нашим расчетам, 18 % приходится на представителей мейобентоса. Если рассматривать вклад мейобентоса в видовое богатство беспозвоночных животных (без паразитов), то его доля еще более внушительна — представители мейобентоса составляют более 37 % (приблизительно 37,6 %). При этом следует учитывать, что многие группы мейобентоса (турбеллярии, гастротрихи, олигохеты и др.) еще недостаточно изучены и дальнейшее детальное их изучение может значительно расширить общий список видов мейобентоса Черного моря.

Высокая плотность поселений — одна из важных особенностей мейобентоса (в период наших исследований иногда регистрировалось более 5 млн. особей на 1 м²), в связи с чем они играют весьма

существенную роль в трансформации вещества и энергии, в ответе (реакции) морских экосистем на различные антропогенные воздействия.

Мейобентос в силу своих биологических особенностей при изменениях условий окружающей среды способен к быстрой перестройке структуры и своих функциональных показателей. Используя данные многолетних наблюдений за динамикой качественных и количественных характеристик мейобентоса, мы выделили те, которые в наибольшей степени отражают изменения донных сообществ и использовали их как при оценке качества морской среды, так и при прогнозировании последствий различных форм антропогенного воздействия.

При хроническом антропогенном воздействии видовое разнообразие мейобентоса резко сокращается. При формировании обширных полей гипоксии в северо-западной части Черного моря, а также в местах с высокой техногенной нагрузкой в мейобентосе присутствуют представитель 2-4 групп (фораминиферы, нематоды, олигохеты и полихеты) с незначительной примесью гарпактикоид. Усиливается доминирование основных групп и видов мейобентоса. В современных условиях на всем северо-западном шельфе и частично на крымском произошла смена доминировавшего нематодно-гарпактикоидного комплекса организмов на фораминиферно-нематодный. В последнем случае среди фораминифер обычно присутствует до пяти видов и 90-95 % численности которых представлено *Ammonia tepida*.

При гиперэвтрофировании возрастает общая численность мейобентоса и уменьшается его общая биомасса. Многолетние наблюдения за характером динамики общей численности мейобентоса показали, что количество особей возрастает по мере накопления органики в бентали. Так, например, в Жебриянской бухте величина $N_{\text{вал}}$ возрастает от весны к осени в 4 раза, а $P_{\text{вал}}$ — в 1,5 раза. Показатель ПО (перманганатная окисляемость) весной и летом варьирует незначительно (min до 3,7, max до 8,3), а к осени, по данным авторов, резко возрастает с max до 58,5. Плотность поселений мейобентоса в бухте также увеличивается от весны к осени. Так, ее среднемноголетний показатель для весеннего периода составил 235516 экз. $\cdot\text{м}^{-2}$, а для осеннего периода он выше более чем в три раза. С гидрохимическими параметрами согласуются среднемноголетние показатели плотности поселений фораминифер: весной — 146592 экз. $\cdot\text{м}^{-2}$, летом — 340590 экз. $\cdot\text{м}^{-2}$, осенью — 568263 экз. $\cdot\text{м}^{-2}$.

Реакция мейобентоса на неблагоприятные условия среды может выражаться в резком повышении плотности поселений организмов мейобентоса с минимальными размерами тела и обладающими, как правило, короткими циклами развития. Естественно, в этом случае резко увеличивается общая численности мейобентоса, а его общая биомасса снижается. Нами впервые использовался показатель отношения общей численности мейобентоса к его общей биомассе для оценки состояния донных сообществ. Чем хуже условия среды, тем должен быть выше показатель отношения численности к биомассе, т. е. при хронических экологических стрессах на каждый миллиграмм общей биомассы приходится больше особей мейобентоса. Данные, полученные при использовании данного коэффициента, характеризуют не только разнородность степени эвтрофирования различных акваторий, но и позволяют анализировать динамику этого показателя и, следовательно, динамику условий среды в бентали во временном аспекте.

Необходимо особенно подчеркнуть важную роль мейофауны как кормового объекта для личинок и молоди всех без исключения рыб донного и придонного комплексов. Именно видовой состав, численность, биомасса и продукция мейобентоса в нужное время года и в нужном месте водоема определяет дальнейшую участь каждого нового поколения рыб. Решающее значение мейобентоса в рационе донных рыб, перешедших на активное питание можно сравнить с аналогичной ситуацией в жизни пелагических рыб. В последнем случае видовой состав, численность и биомасса зоопланктона в соответствующий период года определяет дальнейшую участь пелагических личинок рыб, переходящих на экзогенное питание. Молодь рыб использует в пищу в большей или меньшей степени почти всех представителей. Преобладание в гиперэвтрофных акваториях мелких короткоциклических представителей мейобентоса снижает его общую энергоемкость, что очень существенно при формировании полноценной и качественной кормовой базы для икhtiофауны. Молодь губановых, бычковых, кефалевых и других рыб, а также плотоядными представителями макрозообентоса широко используются в пищу гарпактикоиды, остракоды, мелкие полихеты и др.

Именно видовой состав, численность, биомасса и продукция мейобентоса в нужное время года и в нужном месте водоема определяет дальнейшую участь каждого нового поколения рыб. Решающее значение мейобентоса в рационе донных рыб, перешедших на активное питание можно сравнить с аналогичной ситуацией в жизни пелагических рыб. В последнем случае видовой состав, численность и биомасса зоопланктона в соответствующий период года определяет дальнейшую участь пелагических личинок рыб, переходящих на экзогенное питание. Молодь рыб использует в пищу в большей или меньшей степени почти всех представителей. Таким образом, при длительном негативном воздействии на

морские экосистемы происходит сокращение видового разнообразия мейобентоса и усиление доминирования отдельных его групп и видов, массовое развитие преимущественно тех его представителей, которые обладают наиболее мелкими размерами и короткими циклами развития.

УДК 574.5

Н.В. Дерезюк, О.В. Галайко, О.С. Никулина, Е.Г. Танасюк

Украинский Научный Центр экологии моря, г. Одесса

ОСНОВНЫЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ ЧЕРНОМОРСКИХ ГИДРОБИОНТОВ В КОНЦЕ XX ВЕКА (1999-2000 гг.)

Представлены основные результаты исследований, проведенных на акватории украинского шельфа Черного моря НИС УкрНЦЭМ в последние годы. На основании анализа современных данных по видовому составу, суммарной численности и биомассе планктонных организмов можно говорить о тенденции к уменьшению эвтрофикации прибрежных районов моря по сравнению с данными, полученными в 80-е годы [1, 3]. В пользу такого утверждения может служить факт заметного уменьшения доли сине-зелёных водорослей в видовом составе поверхностного фитопланктона; а также изменение среднегодового соотношения диатомовых и перидиниевых водорослей в пользу первых. В составе зооценоза происходит заметное уменьшение численности желетелого гребневика-иммигранта (мнемиопсиса) и увеличение среднегодового запаса кормового зоопланктона [4].

Вполне сопоставимы не только уровни средних величин численности и биомассы фитопланктона прибрежных районов и относительно чистых глубоководных частей шельфа, но и их максимальные величины. Сезонные изменения максимальных значений сырой суммарной биомассы поверхностного фитопланктона приведены на рисунке.

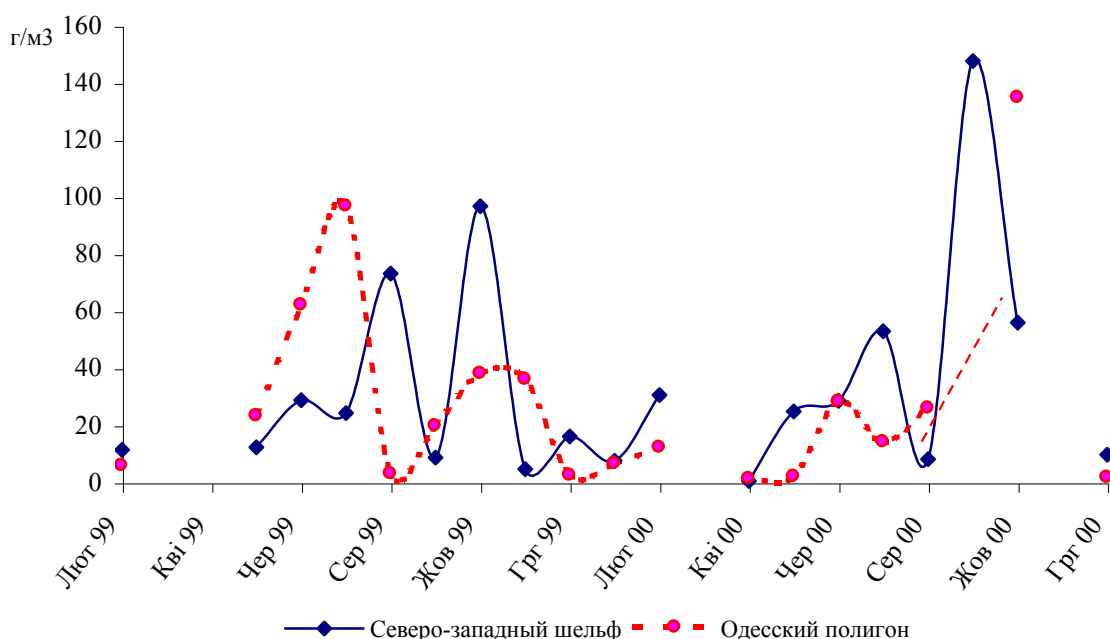


Рис. Максимальные значения сырой биомассы фитопланктона

В условиях летней стратификации сохранение в фотическом слое значительной биомассы крупных диатомовых и перидиниевых водорослей увеличивает время летнего максимума развития фитопланктона — нормальный летний спад численности и биомассы фитопланктона в Одесском заливе либо отсутствует, либо незаметен на фоне слияния двух сезонных максимумов — летнего и осеннего. Кроме этого, результаты сукцессионного анализа показали наличие отклонений в развитии фитопланктона этого района по сравнению с сукцессиями фитопланктона, развивающегося на шельфе [2].

Хорошая обеспеченность кормом мелкого растительноядного зоопланктона стимулирует его развитие в летне-осенний период на всей прибрежной акватории шельфа. В августе 2000 г. “ядра”

максимальной плотности зоопланктона (до 52 мг/м²) были замечены вблизи очистных сооружений г. Одессы, а в сентябре они перемещались на более мористые участки. Количественные характеристики кормового зоопланктона в 1999-2000 гг. соответствовали среднемноголетним величинам. На акватории Одесского полигона летом отмечалось менее значительное развитие, по сравнению с прошлыми годами, ночесветки и желетелых хищников. Время их доминирования в зооценозе было смещено на сентябрь-октябрь (до 1,5 г/м²). Максимальная численность гребневика-мнемиопсиса была зафиксирована в декабре 2000 г. — 63 г/м².

В планктоне экосистемы шельфа замечена тенденция к уменьшению влияния эвтрофикации, а на донные биоценозы это влияние продолжает сказываться отрицательно, вызывая зачастую либо значительное угнетение фауны, либо её гибель. В исследуемый период Одесский залив характеризовался обедненной фауной макрозообентоса и наличием обширной некрозоны даже на акватории, удаленной от берега. Видовой состав зооценоза формировали двустворчатые моллюски и полихеты, с доминированием мидий. Летом общая биомасса зообентоса достигала 2550 г/м², а осенью 12 г/м². Сравнение летних значений биомассы бентоса в конце века с данными 80-90-х гг. показывает тенденцию к ее уменьшению в связи с частыми заморами и заилением грунтов [5].

В декабре 2000 г. на всем одесском полигоне, вдоль берегов придунайских лиманов, в Каркинитском заливе фиксировали грунты с сильным запахом сероводорода и полное отсутствие живой фауны, в это же время, в центральной части северо-западного шельфа и вдоль крымского побережья на твердых грунтах присутствовали живые мидии и церастодермы.

Частичная реставрация зообентоса происходит в осенне-зимний период за счет развития полихет и двустворчатых моллюсков, сумевших выжить в неблагоприятных условиях.

Отмечается интенсивное развитие мелких животных (мейофауны) при угнетении макрозообентоса. Максимальное значение их численности было зарегистрировано на Одесском полигоне — 90 тыс. экз/м². Большая плотность мейобентоса побережья Одесского залива по сравнению с мористыми участками может быть объяснена достаточной обеспеченностью кормом.

ЛИТЕРАТУРА

1. Виноградова Л.А., Василева В.Н. Многолетняя динамика и моделирование состояния экосистемы прибрежных вод северо-западной части Черного моря. — СПб., 1992. — 107 с.
2. Виноградова Л.А., Маштакова Г.П., Дерезюк Н.В. Сукцессионные изменения в фитопланктоне северо-западной части Черного моря / Исследования экосистемы пелагиали Черного моря. — М., 1986. — 170-179 с.
3. Виноградов М.Е., Сапожников В.В., Шушкина Э.А. Экосистема Черного моря. — М.: Наука, 1992. — С. 88-96.
4. Грузов Л.Н., Люмкис П.Б., Нападовский Г.В. Исследования пространственно-временной структуры полей северной половины Черного моря в 1992-93 гг. // Исследование экосистемы Черного моря. — 1994. — Вып.1. — С. 94-127.
5. Чичкин В.Н., Мединец В.И. Результаты исследований макрозообентоса Черного моря в 1991-1993 гг. // Там же. — С. 128-133.

УДК 581.132

Н.В. Дерезюк¹, Е.М. Руснак²

¹Украинский Научный центр экологии моря, г. Одесса

²Одесский филиал Института биологии южных морей НАНУ, г. Одесса

К ВОПРОСУ ОБ АКТИВНОСТИ ЗИМНЕГО ФИТОПЛАНКТОНА

Приведены результаты исследований состояния зимнего фитопланктона украинского шельфа Черного и Азовского морей, его видового состава, численности, биомассы и уровень содержания в воде фотосинтетических пигментов (по материалам 24 рейса “Владимир Паршин”). Уровень развития фитоценоза Черного моря можно считать нормальным для водоёмов наших широт. Период наблюдений совпал с началом биологической зимы, и величины суммарной численности и биомассы фитопланктона, а также величины его пигментов “классически” характеризуют сезонные и сукцессионные группировки [1-3].

В декабре в Азове наблюдали неординарную экологическую ситуацию, которая может быть описана как резкий переход от долгой биологической осени к зиме. При поверхностной температуре +3-4°С в планктоне хорошо сохранились клетки крупных теплолюбивых водорослей субтропического и субтропическо-бореального генезиса. Большая часть суммарной биомассы фитоценоза была сформирована именно ими. Эти водоросли были “законсервированы” в условиях быстрого охлаждения водных масс мелкого моря и уже не участвовали в фотосинтезе автотрофов. В пользу такого вывода могут служить величины фотосинтетических пигментов — хлорофилл “a”, “b” и “c”, уровень которых

характеризует активность холодолюбивых мелких диатомовых водорослей аркто-бореального генезиса. Аналогичная ситуация наблюдалась и в декабре 1997 г.

На основании полученных данных мы считаем целесообразным учитывать не только сезонную характеристику фитопланктонного сообщества, но и его сукцессионный генезис, поскольку именно его значение хорошо согласуется с величиной хлорофилла "а", и позволяет вывести пересчетные коэффициенты между биомассой и пигментами фитопланктона.

ЛИТЕРАТУРА

1. Ведерников В.И., Демидов А.Б. Сезонная изменчивость первичной продукции и хлорофилла в открытых районах Черного моря / Зимнее состояние экосистемы открытой части Черного моря. — М., 1992. — С. 77-89.
2. Виноградова Л.А., Маштакова Г.П., Дерезюк Н.В. Сукцессионные изменения в фитопланктоне северо-западной части Черного моря / Исследования экосистемы пелагиали Черного моря. — М., 1986. — С. 170-179.
3. Микаэлян А.С., Нестерова Д.А., Георгиева Л.В. Зимнее "цветение" *Nitzschia delicatula* в открытых водах Черного моря / Зимнее состояние экосистемы открытой части Черного моря. — М., 1992. — С. 58-72.

УДК 591. 148:582. 276:57. 084(26)

П.В. Евстигнеев

Институт биологии Южных морей НАН Украины, г. Севастополь

СВЕТЯЩИЕСЯ СОРЕРОДА (CRUSTACEA) ЭПИПЕЛАГИАЛИ ЮЖНОЙ АТЛАНТИКИ И ИНТЕГРАЛЬНЫЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ ПЛАНКТОННЫХ СООБЩЕСТВ

Биолюминесценция относится к широко распространенному феномену, который имеет место в морской среде от поверхностных вод до батипелагиали, от тропиков до обоих полюсов [2, 6]. Источником ее являются многочисленные организмы фито- и зоопланктона, испускающие видимый свет при внешнем возбуждении, а в некоторых случаях спонтанно. Известно, что интенсивность и кинетика биолюминесцентного потенциала морских вод сильно варьируют во времени и пространстве [5, 6]. Это определяется поверхностной освещенностью, сезоном, физическими и биологическими характеристиками водных масс.

Ряд батифотометрических исследований в Саргассовом море, Гольфстриме, других районах показали, что максимум стимулируемой биолюминесценции в этих регионах принадлежит преимущественно Invertebrata, в частности ракообразным, аппендикуляриям, радиоляриям. В других случаях свечение вод определяется динофлагеллятами или даже бактериями [7]. Целью настоящей работы является определение характера связи количественного состава светящихся веслоногих раков с интегральными характеристиками планктонного сообщества.

Материал и методы

В анализе были использованы материалы, полученные в 27 рейсе НИС "Михаил Ломоносов" (декабрь 1972 г. — апрель 1973 г.) в Южную Атлантику. Комплексные исследования до глубин 1000 м позволили оценить изменение структуры и функционирования экосистемы зон апвеллинга до районов опускания вод. Сбор планктона проводился сетью Джели по стандартным горизонтам. Биомасса сестона определялась волнометрическим методом. На основе литературных данных и собственных многолетних исследований биолюминесценции планктона из списков видов зоопланктона (данные О.К. Билевой) выделяли светящиеся [3, 6].

Результаты и их обсуждение

По мере продвижения судна от западного побережья Африки (полигон № 1, апвеллинг) к центру южной Атлантики (полигон № 3, даунвеллинг) средняя численность зоопланктона уменьшилась более, чем в 20 раз, биомасса в 5 раз [1]. По числу видов и суммарной численности копеподы преобладали на всех станциях и составляли до 99 % всех организмов планктона. Число светящихся видов копепод связано степенной зависимостью ($r = 0,95$) с общим числом их видов. Модель имеет численное выражение: $Y = 4,7X^{1,69}$. Однако, с численностью всего мезозоопланктона число светящихся видов связано обратной зависимостью ($r = -0,76$), имеющей экспоненциальный характер. Обе регрессии имеют уровень достоверности $\alpha = 0,001$. Обратная зависимость имеет место между численностью светящихся видов *Sorepoda* и численностью всех веслоногих раков ($r = -0,71$). В уравнении, описывающем эту

зависимость ($Y = e^{(2 \cdot 65 - 5,68X)}$) коэффициенты близки к предыдущему, что свидетельствует о доминировании копепод.

Отчетливо выражена ($r = -0,8$) обратная зависимость между числом видов всех копепод и их общей численностью, также имеющая экспоненциальный характер ($Y = e^{(4,36 - 3,57X)}$). С увеличением числа светящихся видов копепод возрастает их доля в планктоне, несмотря на увеличение несветящихся копепод. Однако, с общей биомассой планктона имеется лишь незначительная обратная зависимость.

Зависимость между числом светящихся видов копепод и индексом видового разнообразия [4] носит степенной характер ($Y = -3,89 X^{3,99}$): ее можно считать тривиальной. Между тем число светящихся видов копепод и их численность мало связаны друг с другом. С возрастанием численности светящихся копепод увеличивается их доля в общем количестве зоопланктона и его биомассе. Зачастую основное влияние на рост биомассы оказывают крупные виды светящихся копепод — *Pleuromamma xiphias*, *P. abdominas*, *Metridia lucens*, *M. longi* и их поздние возрастные стадии. В малопродуктивных районах возрастает доля других групп зоопланктона, что отражается в виде незначительной обратной связи ($r = -0,12$) между численностью светящихся копепод и численностью всего зоопланктона. Количество светящихся копепод возрастает с увеличением индекса видового разнообразия. Зависимость носит экспоненциальный характер и подтверждает вышеизложенные результаты.

Анализ изменения удельной доли светящихся видов копепод во всем многовидовом сообществе эпипелагиали показывает, что она линейно возрастает с увеличением общего числа видов ($r = 0,81$), однако доля числа светящихся видов линейно снижается по мере возрастания общей численности копепод. Удельная доля светящихся видов копеподи и их численности может составлять более 25 % от общего количества видов и численности зоопланктона.

Удельная доля количества светящихся копепод линейно возрастает с увеличением числа видов копепод, их светящихся видов и общего количества видов зоопланктона. Доля биомассы светящихся видов копепод в биомассе планктонного сообщества линейно возрастает с увеличением числа видов копепод, общего числа видов зоопланктона, индекса видового разнообразия.

ЛИТЕРАТУРА

1. Билева О. К. Изменение состава зоопланктона по мере "старения" вод апвеллинга у юго-западной Африки // Вестник зоологии. — 1977. — № 5. — С. 43-48.
2. Гительзон И. И., Чумакова Р. И., Дегтярев В. И. и др. Биоломинесценция моря. — М.: Наука, 1969. — 183 с.
3. Евстигнеев П. В., Битюков З. П. Биоломинесценция морских копепод. — К.: Наук. думка, 1990. — 146 с.
4. Скрыбин В. А. Видовое разнообразие // Биопродукционная система крупномасштабного океанического круговорота / Под ред. В.Н. Гресе). — К.: Наук. думка, 1984. — С. 139-146.
5. Batchelder H. P., Swift T. Estimated near-surface mesoplanktonic bioluminescence in western North Atlantic during July 1986 // *Limnol. and Oceanogr.* — 1989. — Vol. 34, № 1. — P. 113-128.
6. Herring P. I. Bioluminescence of invertebrates other than insects // *Bioluminescence in Action* / Herring P. J. ed. — London: Acad. Press, 1978. — P. 199-240.
7. Lapota D., Galt et al. Observations and measurements of planctonic bioluminescence in and around a milky sea // *J. Exp. Mar. Biol. and Ecol.* — 1988. — Vol. 119, № 1. — P. 55-81.
8. Swift E., Lessard E. J., Biggley W. Y. Organisms associated with stimulated epipelagic bioluminescence in Sargasso Sea and Gulf stream // *J. of Plankton Res.* — 1985. — Vol. 7, № 6. — P. 831-848.

УДК 574. 5 (262. 5)(477-16)

Н.Ю. Евтушенко, Л.Е. Михайленко, Л.И. Стеценко

Институт гидробиологии НАН Украины, г. Киев

ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ СЕВЕРО-ЗАПАДНОГО РЕГИОНА ЧЕРНОГО МОРЯ

Каховское водохранилище, принимающее промышленный, сельскохозяйственный и бытовой сток всего Причерноморья, питает Краснознаменскую оросительную систему, которая используется для орошения рисовых чеков на юге Украины (Херсонская область). Технология выращивания риса предусматривает применение ядохимикатов (сатурн, ордран и яланин), которые еще больше ухудшают качество воды. В результате дренажно-сбросной сток с рисовых полей, поступающий в прибрежную зону Черного моря, содержит избыточное количество биогенных элементов, тяжелых металлов и пестицидов.

В этом регионе находится Черноморский биосферный заповедник, который с 1984 г. получил статус международного и контролируется ЮНЕСКО, а также известный в прошлом своим целебным действием детский курорт (Скадовский район).

В результате гидроэкологических исследований, проводимых в этом регионе Институтом гидробиологии НАН Украины с 1989 г., в Джарылгачском и Тендровском заливах была впервые проведена идентификация растительных (фитопланктона) и животных (зоопланктона и зообентоса) организмов, возможное исчезновение которых является сигналом губительного воздействия человека на природу.

В условиях поступления дренажно-сбросного стока из рисовых чеков впервые дана структурно-функциональная оценка компонентов биоты заливов на всех трофических уровнях. Показана роль водорослей во вторичном загрязнении и заилении дна заливов, зарегистрировано ухудшение качества воды в зонах поступления сельскохозяйственных и коммунальных стоков. В этих условиях в прибрежных акваториях отмечено снижение численности и биомассы животного населения планктона и бентоса, изменение его качественного состава за счет уменьшения типичных фильтраторов. Все это привело к снижению самоочистительной способности экосистемы. О мощном антропогенном воздействии на заливы свидетельствует показатель индекса трофности, минимальные значения (0,87) которого, в летний период в Джарылгачском заливе указывали, что его биота приближается к пределу экологической сопротивляемости по отношению к поступающим загрязнениям.

Попадающий в море сельскохозяйственный сток, содержащий токсиканты, вызывает опреснение и снижение целебных свойств морской воды (до развития рисосеяния в Скадовском регионе концентрация йодистых и бромистых солей в Джарылгачском заливе существенно превышала таковые у берегов Ялты и Евпатории). Уникальные природно-климатические возможности этого степного приморского уголка должны быть использованы для развития детской рекреации, которая несовместима с загрязнением прибрежной акватории Черного моря. Разумная государственная водоохранная политика в этом регионе может дать средства на покупку экологически чистого риса.

В результате сокращения в 1990-1993 гг. (на 60%) под влиянием общественности и “зеленых” площадей рисосеяния в регионе, произошло уменьшение поступления в заливы с сельскохозяйственными стоками загрязняющих веществ, отмечена тенденция улучшения экологической ситуации исследованных акваторий, что подтверждено соответствующими показателями.

Сам факт существования заповедника и развитие рекреации в регионе, столь необходимой для восстановления генофонда народа Украины, исключает поступление в прибрежную зону Черного моря стока с рисовых чеков. Уникальные рекреационные возможности Скадовской зоны дают основание поставить вопрос о статусе государственного курорта в этом регионе.

Актуальность комплексных гидроэкологических исследований заливов северо-западного Причерноморья обусловлены еще и решением II Парламентской ассамблеи Черноморского экономического сотрудничества (ПАЧЭС), проходящей в Киеве (ноябрь 1993 г) “ Об активизации и координации экологических исследований в бассейне Черного моря с целью превращения его в зону экологической безопасности”.

УДК 581.526.323 + 581.524.3

Т.И. Еременко

Одесский филиал Института биологии южных морей НАН Украины, г. Одесса

ГЕНЕЗИС И ХАРАКТЕРНЫЕ ЧЕРТЫ СОВРЕМЕННОГО СОСТОЯНИЯ МАКРОФИТОБЕНТОСА В СЕВЕРО-ЗАПАДНОЙ ЧАСТИ ЧЕРНОГО МОРЯ

С конца 18 века, когда появились первые сведения о черноморских водорослях макрофитах, облик морской растительности существенно изменился, причем, наиболее резкие изменения произошли во второй половине 20-го века. Антропогенная сукцессия фитобентоса сначала проявилась в северо-западной части моря, в ее прибрежной зоне, затем на глубинах “Филлофорного поля Зернова” и в других черноморских акваториях. Исследование антропогенных изменений опирается на данные о характере и особенностях структуры растительности, которые связывают современность с давно ушедшими эпохами.

Макрофитобентос северо-западной части, ее лиманов, как и всего Черного моря, имеет сложную историю, неразрывно связанную с геологической историей черноморского бассейна. Развитие флоры

происходило в своеобразных условиях чередования осолонения и опреснения, изоляции и соединения со Средиземным морем. Так, в миоцене, часть растительности Сарматского бассейна, связанная еще с Тетисом, постепенно вымирала, но затем снова восстанавливалась и обогащалась морскими видами благодаря установлению связи с океаном в Меотическом море. Затем на следующем этапе сообщение с океаном снова прекращается и на месте соленого Меотического моря возникло почти пресное Понтическое озеро-море со слабо солоноватоводной растительностью и космополитами. По косвенным данным можно судить о том, что тогда расцвета достигли представители родов *Cladophora*, *Enteromorpha*, *Urosarga* и др. Родственники представителей понтической флоры и поныне живут в приустьевых акваториях моря. Флора Чаудинского и Древнеевксинского бассейнов предположительно была также понтического типа. На новом этапе геологической истории, вследствие образования Дарданельского пролива, установления связи со Средиземным морем, в Карангатском море с более высокой соленостью, чем в современном Черном море, развивалась морская флора средиземноморского типа (с цистозирами, коралинами, филлофорами). Она оттесняла солоноватоводную понтическую флору в опресненные лиманы, заливы, устья рек.

Прошло, по мнению ряда авторов, около 100 тыс. лет и в Новоевксинском озере — море, вновь изолированном от океана и опресненном, в очередной раз вымирает галофильная морская растительность, а понтические виды, пережившие в лиманах и устьях рек трудное для них карангатское время осолонения, снова заселяют море. На следующем этапе геологической истории, когда снова образовалась связь со Средиземным морем и Атлантическим океаном через Босфор и Дарданеллы, началось постепенное осолонение Черного моря. Из проникавшей в Древнечерноморский бассейн средиземноморской флоры, вытеснившей понтическую флору, отступившую в опресненные районы, как это бывало уже не раз в истории, сформировалась современная черноморская флора.

Изменения флоры и растительности в масштабе геологического времени были связаны не только с соленостью воды, но и с температурным режимом. Отсюда существующая разорванность ареалов некоторых видов, пришедших с севера, объясняется тем, что не все иммигранты смогли развиваться в тепловодном Средиземном море, т. е. некоторые представители аркто-бореального комплекса, сохранившиеся со времен ледникового периода, развиты в Атлантике и в Черном море, при этом отсутствуют в Средиземном море.

Таким образом, по мнению ряда авторов, альгофлора Черного моря и его северо-западной части имеет атлантическое происхождение, а путь проникновения атлантической флоры проходит через Средиземное море. В результате черноморская флора в целом представляет собой обедненную флору Средиземного моря. По фитогеографическому составу современная флора северо-западной части Черного моря очень отличается от средиземноморской и приближается к флоре северного побережья Франции и Англии [3, 4].

Целый ряд вопросов генезиса черноморской растительности нуждается в дальнейшей разработке. Естественные многовековые сукцессии бентосной растительности подготовили тот своеобразный эколого-флористический базис, на котором так резко проявились в северо-западной части моря изменения растительности в силу евтрофирования и воздействия других антропогенных факторов.

Несмотря на морской генезис, существенной особенностью флоры северо-западной части Черного моря, является доминирование в Дунайско-Днепровском междуречье солоноватоводно-морской группы макрофитов, в отличие от крымских и кавказских берегов, где ведущая роль принадлежит морским водорослям (полигалабам). Другой существенной особенностью флоры северо-западной части Черного моря является тот факт, что фитогеографическая структура растительности характеризуется более узким набором фитогеографических групп, причем, доминанты Каркинитского залива относятся к нижнебореальной группе, а доминанты Дунайско-Днепровского междуречья — к широкобореальной и арктическо-бореальной. Еще одна важнейшая черта современного фитобентоса этой части моря: процент условных полисапробионтов в его эколого-флористической структуре в два раза выше, а олигосапробионтов — в два раза ниже, чем в Черном море в целом.

Анализ наших многолетних и литературных данных показал, что для периода антропогенной сукцессии 60 — 70-х годов характерны изменения структуры ценозов, флористическая деградация — исчезновение и изменение встречаемости многих видов макрофитов [1, 2]. Кроме цистозеры (*Cystoseira barbata f. hoppii* (Ag.) J. Ag.), игравшей значительную ценотическую роль, считаем исчезнувшими в этой части моря такие макрофиты как *Stilophora rhizodes* (Ehrh.) J. Ag., *Dilophus fasciola* (Roth.) Howe, *Chondria tenuissima* (Good. et Wood.) Ag., *Ch. dasyphylla* (Wood.) Ag. и др. Обедненная структура фиточенозов проявляет в 80-х годах некоторую стабильность, а в 1990 — 93 гг. отмечаются первые признаки наступления следующего этапа изменений: появляется новый для северо-западной части вид бурой водоросли *Punctaria latifolia* (Kütz.), а затем новый для южных морей вселенец — *Desmarestia viridis* (Müll.) Lam. также из Phaeophyta. Появляются и дают вспышки развития редкие для прошлых десятилетий виды эктокарпусов (*Ectocarpus siliculosus* (Dillw.) Lyngb. и др.). Зарегистрированы также

редкие для Одесского побережья *Striaria attenuata* (Ag.) Grev., *Petalonia zosterifolia* (Rienke) Kuntz., *Polysiphonia sanguinea* (Ag.) Zanard.

Таким образом, в последнее время (90-е годы) наблюдается очень робкий процесс расширения флористического состава макрофитов, увеличения встречаемости ряда видов бурых и красных водорослей, что свидетельствует о некотором снижении уровня антропогенной евтрофикации данного района.

ЛИТЕРАТУРА

1. Еременко Т.И. Сукцессии фитобентоса северо-западного побережья Черного моря // Биология моря. — 1977. — Вып. 43. — С. 45-54.
2. Eremenko T.I. Anthropogenic Dynamics of Black Sea Phytocoenoses / Black Sea Biological Diversity. Ukraine. Black Sea environmental Series. — New York: United Nations Publications, 1998. — Vol. 7. — P. 43-45; 216-227.
3. Зинова А.Д., Калугина-Гутник А.А. Сравнительная характеристика флоры водорослей южных морей // Биологическая продуктивность южных морей. К.: Наук. думка, 1974. — С. 43-51.
4. Погребняк И.И. Донная растительность лиманов северо-западного Причерноморья и сопредельных им акваторий Черного моря: Автореф. дисс. ...докт. биол. наук. — Одесса, 1965. — 31 с.

УДК 591.524.12(262.5)

Ю.А. Загородняя, А.В. Ковалев

Институт биологии южных морей НАН Украины, г. Севастополь

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ЗООПЛАНКТОНА ПРИБРЕЖНЫХ ВОД ЧЕРНОГО МОРЯ У БЕРЕГОВ КРЫМА

Изменения в составе и количественных показателях черноморского зоопланктона в 80-90 гг. общеизвестны. Их связывают с антропогенной евтрофикацией и загрязнением вод поллютантами, а также вселением нового для Черного моря гребневика *Mnemiopsis leidyi*. В докладе на основе собственных данных отдела планктона ИнБЮМ проанализированы особенности изменений планктонного сообщества у берегов Крыма, систематические наблюдения за состоянием которого проводились в Каламитском и Каркинитском заливах, в бухтах Севастополя и Карадагского заповедника, бухте Ласпи, а также в открытых районах моря вблизи Крымских берегов. Большая часть наблюдений выполнена в прибрежье.

Проведена инвентаризация видового состава зоопланктона. Показано, как на протяжении 80-х г. из бухт Крыма исчезли гипонейстонные рачки сем *Pontellidae*: *Pontella mediterranea*, *Labidocera brunescens*, *Anomalocera patersoni*, а вместе с ними и другие копеподы *Acartia latisetosa*, *Calanipeda aquae dulcis* и редкие виды р. *Monstrilla*. Первые три вида — это поверхностные оксифильные организмы. Их исчезновение связано с загрязнением поверхностных вод нефтепродуктами [1]. В первую очередь рачки исчезли из бухт, на берегах которых расположены большие портовые и промышленные города (Севастопольская бухта), тогда как в относительно чистых районах (б. Ласпи) их находили в 1989-90 гг. Начиная с 1990 г., у побережья Крыма не встречались другие ранее массовые виды копепод: *Oithona nana* и малая форма *Acartia clausi* [2]. На примере Севастопольской бухты, в которой число видов копепод на протяжении двух десятилетий сократилось с 11 в 1976г. до 9 в 1981-83 гг. и 6 в 1989-1990гг., а кладоцер с 6 до 4, наглядно видны изменения видового состава зоопланктона у берегов Крыма. В то же время, детальные исследования зоопланктона Крымских бухт позволили обнаружить в них новые виды, ранее известные из других районов моря [3].

На фоне обеднения качественного состава зоопланктона отмечено вселение новых для черноморской экосистемы планктонных видов. Это копепода *Acartia tonsa* и два вида гребневиков: *M. leidyi* и *Beroe ovata*. *A. tonsa* — неритический вид, обитающий в прибрежных водах океанов. Впервые единичные экземпляры этого вида обнаружены у берегов Крыма в пробах 1990 г. [4], а уже в 1996 г он указан нами как массовая форма зоопланктона как в прибрежных водах Крыма, так и в открытых районах Черного моря, порой превышая по численности местный вид *A. clausi* [5]. Позже ретроспективный просмотр коллекционных материалов отдела планктона позволил установить, что этот вид присутствовал в Севастопольской бухте с 1976 г. [6].

С вселением в 80-х г. гребневика *M. leidyi* и его массовым развитием совпали наиболее драматические изменения состава и количественных показателей зоопланктона. Мониторинговые наблюдения у берегов Крыма [2] показали, что биомасса копепод увеличивалась до середины 80-х гг., а затем, уменьшаясь, достигла в начале 90-х г. минимальных значений. В 1992-1996 гг. биомасса рачкового

зоопланктона продолжала оставаться низкой. Особенно резко снизилась биомасса эпипланктонных видов. Одни виды перестали встречаться в планктоне, а другие как *Paracalanus parvus* и *Centropages ponticus* находились на грани исчезновения. Сокращение их численности быстрее происходило в прибрежных районах, по сравнению с глубоководными [2, 7]. Сезонная динамика мезозоопланктона также претерпела некоторые изменения. Весной на фоне низких величин зоопланктона, наблюдалось увеличение его биомассы с последующим резким падением численности в прибрежье и более плавном в открытых районах моря [8]. Осенний пик биомассы обычно не наблюдался.

V. ovata, впервые обнаружен в Черном море в 1997 г.. Это тепловодный гребневик, который питается в основном другими гребневиками. Было высказано предположение, что, обитая в том же слое, что и *M. leidyi*, этот новый вселенец будет сдерживать численность мнемииописа, а это в свою очередь благотворно отразится на развитии зоопланктона. Действительно, начиная с 1999 г., наблюдалось увеличение численности двух видов копепоид: *P. parvus* и *C. ponticus*, находящихся ранее на грани исчезновения (Ковалев и др. 1994). Обнаружены единичные особи *A. patersoni*, а в 2000 г. в зоопланктоне Севастопольской бухты, найдены науплиусы *P. mediterranea*. Одновременно в конце 90-х годов наметилась тенденция увеличения численности и биомассы основных групп зоопланктона. Очевидно, что в конце 90-х годов после длительной депрессии наблюдается улучшение состояния зоопланктонного сообщества.

ЛИТЕРАТУРА

1. Полищук Л. Н., Настенко Е. В., Гаркавая Г. П. Некоторые особенности современного состояния пелагического и нейстонного зооценов Черного моря // Экология моря. — 2001. — Вып. 18. — С. 25-34.
2. Загородняя Ю. А., Скрябин В. А. Современные тенденции изменений зоопланктона в прибрежных районах Черного моря // Исследования шельфовой зоны Азово-Черноморского бассейна: МГИ НАН Украины. — Севастополь, 1995. — С. 87-95.
3. Загородняя Ю. А., Шадрин Н. В. 1. 2. Зоопланктон // Вопросы развития Крыма: Научн.-практ. дискус. анал. сб. — Симферополь, 1999. Вып. 11: Биологическое и ландшафтное разнообразие Крыма: проблемы и перспективы. — С. 106-108.
4. Belmonte, G., Mazzocchi M. G., Prusova I. Yu., Shadrin N. Vol. *Acartia tonsa* a species new for the Black Sea fauna // Hydrobiologia. — Vol. 292/293. — P. 9-15.
5. Kovalev A. V., Besiktepe S., Zagorodnyaya Ju. A., Kideys A. E. The Bosphorus region as inlet for Mediterraneanization of the Black Sea Biota // Symp. "NATO TU-Black Sea Project. — Erdemli, 1997. — P. 133-138.
6. Губанова А. Д. К вопросу о появлении *Acartia tonsa* Dana в Черном море // Тез. 2 съезда Украинского гидробиологического общества. — Киев, 1997. — С. 24-25.
7. Ковалев А. В., Загородняя Ю. А., Гаврилова Н. А. Исследования зоопланктона Черного моря // Геологические исследования НИС "Профессор Водяницкий". — Киев: ОНГОРЦНОМ НАН Украины, 1995. — С. 115-167.
8. Загородняя Ю.А., Ковалев А.В., Островская Н.А. Количественные показатели и сезонная динамика черноморского зоопланктона у берегов Крыма по результатам исследований в 1994-1995 гг. // Экология моря. — 2001. — Вып. 55. — С. 17-22.

УДК 528.26 (262.5)

А.Б. Зотов

Одесский филиал института биологии южных морей НАН Украины, г. Одесса

ХАРАКТЕРИСТИКА ВАРИАБЕЛЬНОСТИ УДЕЛЬНОЙ ПОВЕРХНОСТИ ДИАТОМОВЫХ ВОДОРΟΣЛЕЙ ОДЕССКОГО ЗАЛИВА

Водные растения используют поверхность в качестве биохимического контура трансформации вещества. Показатель удельной поверхности наиболее точно отражает количественную взаимосвязь между функцией и морфологией водных растительных организмов. Помимо этого он позволяет прогнозировать изменения, происходящие в водных сообществах при различных уровнях автотрофного процесса, оценивать биопродукционные возможности водоемов различного типа. Данный показатель был использован в ряде работ, посвященных морскому фитобентосу [1, 2]. Показатель удельной поверхности может быть использован в качестве коэффициента потенциальной функциональной активности для популяций фитопланктона, имеющих различную форму клеток и размер.

Задача данной работы — охарактеризовать сезонную вариабельность показателя удельной поверхности разноразмерных представителей фитопланктонных водорослей из отдела *Vacillariophyta*.

Материалом для работы послужили пробы фитопланктона, отобранные в районе Одесских пляжей. В период с января 2000 по январь 2001 года было отобрано 102 пробы. Для видов, встреченных в районе исследований, помимо численности и биомассы определялись максимальный, минимальный и средний

показатели удельной поверхности клеток (S/W), рассчитывались среднее квадратическое отклонение (δ), коэффициент вариальности (Cv %).

Таблиця

Характеристика вариальности удельной поверхности ($\text{м}^2 \cdot \text{кг}^{-1}$) диатомовых водорослей Одесского залива

Вид	n	S/Wmin	S/Wmax	S/Wx	M	δ	Cv (%)
<i>Thalassiosira subsalina</i> Pr. — Lavr.	7	130	208,6	164,9	10,02	24,54	6,07
<i>Melosira nummuloides</i> (Dillw.) Ag.	9	177,8	306,1	220,5	17,99	50,88	8,16
<i>Achnanthes longipes</i> Ag.	9	172,5	450,7	307	33,05	93,48	10,77
<i>Rhizosolenia calcar avis</i> Schultze	72	145,4	716,7	355,3	17,23	145,2	4,84
<i>Ditylum Brightwellii</i> (West) Grun.	9	248,5	787,2	370,9	57,74	163,3	15,57
<i>Pleurosigma rigidum</i> W. Sm.	7	233,6	448,6	376,2	28,21	69,1	7,49
<i>Cerataulina Bergonii</i> Perag.	61	251,3	812,2	382,2	13,66	105,8	3,57
<i>Cocconeis scutellum</i> Ehr.	20	253	665,7	440,7	28,48	124,1	6,46
<i>Navicula cancellata</i> Donk	18	282,5	651,2	457,3	24,5	101	5,35
<i>Rhizosolenia fragilissima</i> Bergon	47	310,3	883,3	468,3	20,56	139,4	4,39
<i>Licmophora gracilis</i> (Ehr.) Grun.	16	212,5	1109	537,7	64	247,9	11,9
<i>Navicula pennata</i> A.S. var. <i>pontica</i> Mer	86	202,1	958,8	587	20,23	186,5	3,44
<i>Nitzschia hibrida</i> f. <i>hialina</i> Pr. — Lavr	21	392,1	953,5	653,4	33,34	149,1	5,10
<i>Synedra curvata</i> Pr. — Lavr.	14	450,7	926,2	655,5	43,02	155,1	6,56
<i>Diatoma elongatum</i> (Lyngb.) Ag.	15	368,1	927	716,1	44,99	168,3	6,28
<i>Thalassiosira parva</i> Pr. — Lavr.	44	281,5	1227	729,6	38,42	251,9	5,26
<i>Bacillaria paradoxa</i> Gmel.	37	389,3	1221	756,2	34,03	204,2	4,5
<i>Cyclotella caspia</i> Grun.	19	435,3	1159	757,8	43,46	184,4	5,73
<i>Thalassiosira baltica</i>	10	388,9	1067	778,2	77,94	233,8	10,0
<i>Amphipleura rutilans</i> (Trent.) Cl.	56	395,8	1221	797,9	27,81	206,2	3,48
<i>Chaetoceros similis</i> f. <i>solitarius</i> Pr. — Lavr.	11	619	1167	878,1	66,07	208,9	7,52
<i>Amphora coffeiformis</i> (Ag.) Kutz.	16	377,3	1766	884,7	102,6	397,4	11,6
<i>Rhoicosphenia curvata</i> (Kutz.) Grun.	10	412,3	2136	892	177,2	531,5	19,86
<i>Leptocylindrus danicus</i> Cl.	16	571,4	2071	901,1	105,5	408,8	11,71
<i>Chaetoceros simplex</i> Ostf.	45	474,8	1399	930,1	31,77	210,7	3,41
<i>Thalassionema nitzschioides</i> Grun.	8	650,8	1178	987,3	72,89	192,8	7,38
<i>Skeletonema costatum</i> (Grev.) Cl.	84	316,5	2400	988,5	34,26	312,1	3,46
<i>Chaetoceros socialis</i> Laud.	34	357	1943	1073	66,65	382,9	6,21
<i>Nitzschia longissima</i> (Breb.) Ralfs	7	1000	1501	1172	96,34	236	8,21
<i>Nitzschia closterium</i> (Ehr.) W. Sm.	30	430,7	3001	1299	94,93	511,2	7,30
<i>Leptocylindrus minimus</i> Gran	11	829,4	2000	1366	122,8	388,2	8,98
<i>Nitzschia delicatissima</i> Cl.	12	1024	2021	1385	75,52	250,5	5,45
<i>Nitzschia reversa</i> W. Sm.	15	605,2	3001	1477	165,3	618,6	11,19

На рисунке представлена внутривидовая вариальность удельной поверхности диатомовых водорослей с высокими и низкими показателями S/Wx в зависимости от температуры водной среды. Анализ динамики среднего квадратического отклонения выявил относительную стабильность среднего значения S/W на протяжении различных сезонов, так как границы диапазонов среднего квадратического отклонения перекрываются. Таким образом, нами не обнаружено достоверного изменения средней величины показателя S/W для четырех популяций разноразмерных диатомовых водорослей при изменении температуры от 2 до 21°C.

В таблице приведены значения средней удельной поверхности популяций диатомовых водорослей Одесского побережья. Разница между максимальным и минимальным значениями показателя S/Wx составила порядок величин, от 164 $\text{м}^2 \cdot \text{кг}^{-1}$ у *Thalassiosira subsalina* до 1476 $\text{м}^2 \cdot \text{кг}^{-1}$ у *Nitzschia reversa*. В среднем величина удельной поверхности диатомовых водорослей в районе исследования составила 749,89 $\text{м}^2 \cdot \text{кг}^{-1}$. Для вида *Nitzschia closterium* зафиксирована максимальная вариальность показателя удельной поверхности: 430-3001 $\text{м}^2 \cdot \text{кг}^{-1}$ (коэффициент вариальности — 7,3). Наименьшие колебания S/W отмечены у *Thalassiosira subsalina*: 130-208 $\text{м}^2 \cdot \text{кг}^{-1}$. Максимальное значение коэффициента вариальности (Cv) в районе исследований зафиксировано у *Rhoicosphenia curvata* — 19,86, минимальное у *Chaetoceros simplex* — 3,41. Среднее для диатомовых водорослей значение Cv — 7,45.

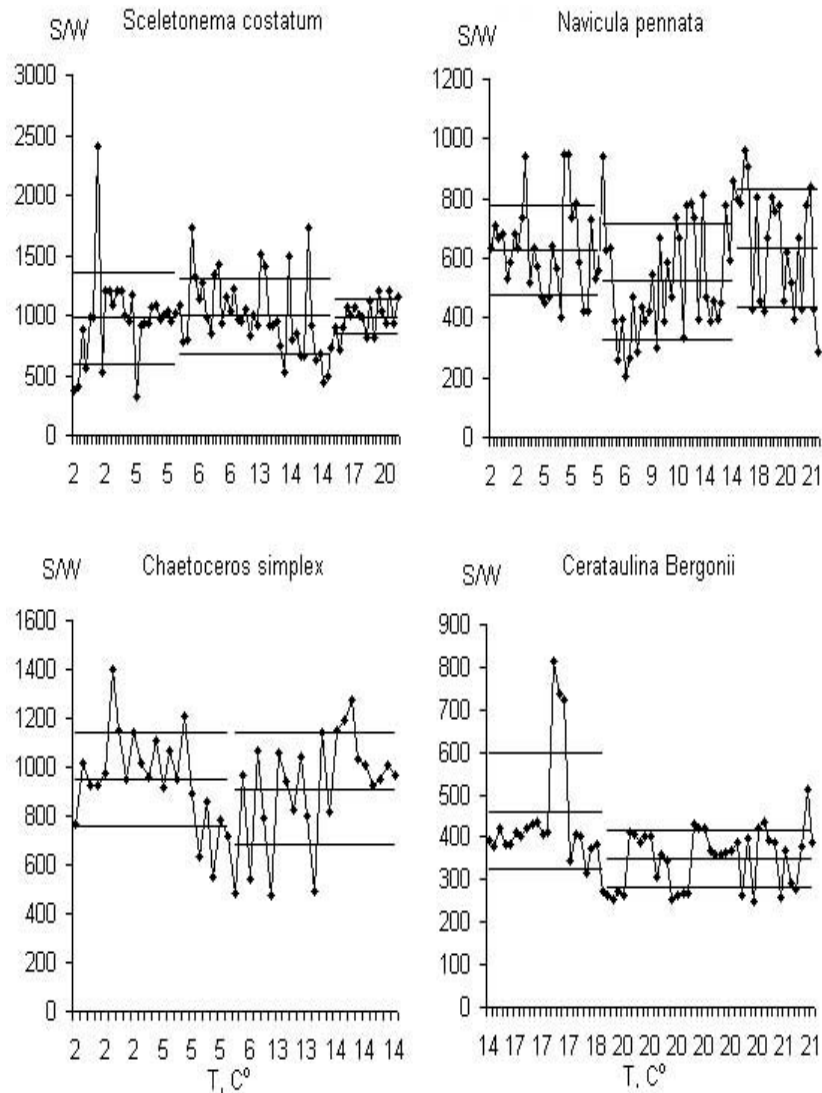


Рис. Динамика удельной поверхности популяции (м²·кг⁻¹) диатомовых водорослей при изменении температуры.

ЛИТЕРАТУРА

1. Миничева Г.Г. Морфофункциональные основы формирования морского фитобентоса: Автореф. дис... д.б.н., 03.00.17 / Ин-т биологии южных морей. — Севастополь, 1998. — 32 с.
2. Хайлов К.М., Празукин А.В., Ковардаков С.А., Рыгалов В.Е. Функциональная морфология морских многоклеточных водорослей — К.: Наук. думка, 1992. — 280 с.

УДК 582.282.288.(262.5)

Н.И. Копытина

Одесский филиал Института биологии южных морей НАН Украины, г. Одесса

СООБЩЕСТВА ВЫСШИХ ОБЛИГАТНО МОРСКИХ ГРИБОВ, ВЫРАЩЕННЫХ В УСЛОВИЯХ ЛАБОРАТОРНОГО ЭКСПЕРИМЕНТА

Интерес к изучению грибных сообществ в естественных и искусственных экосистемах все более возрастает. Грибы образуют самостоятельные сообщества — микоценозы, которые, являются

составными компонентами биоценозов [6]. По приуроченности к субстратам предложена следующая классификация грибов — гидромицетов: гидроксиломицеты, развивающиеся на живой или мертвой древесине; гидроаксиломицеты — на травянистых сосудистых растениях, мхах, водорослях; гидрогемиксиломицеты — на полудревесневших стеблях растений; гидромультисубстратомицеты — на нескольких субстратах [2]. При описании микосообществ принято давать определение состояния растений, на которых обнаружены грибы (живое, мертвое, гнилое...). Как гетеротрофные организмы, высшее облигатно морские грибы (ВОМГ) связаны со средой через те организмы и субстраты, на которых развиваются, изменяя при этом их физические и химические свойства. Древесина разрушается постепенно и в процессе разрушения происходит сукцессия видов грибов — разрушителей [2, 6]. Учитывая, что целлюлозосодержащие субстраты — экологическая ниша микромицетов, можно предположить, что лабораторные эксперименты, проведенные нами, в какой то степени отражают процессы, происходящие в природе.

Фрагменты высших растений, найденные на супралиторали Одесского побережья, были исследованы на присутствие морской микобиоты. Сообщества, выявленные в природных условиях, относятся к одному фрагменту древесины. На них поселяются 1-3 вида ВОМГ, наиболее распространены следующие комплексы: *Halosphaeria hamata*, *Leptosphaeria oraemaris*, *Remispora maritima*, либо *Pleospora pelagica*, *Alternaria maritima*, *Diplodia oraemaris* и *Dictyosporium pelagicum*, *Monodictys pelagica*, *Zalerion varium*. Для выделения более полного видового состава ВОМГ в морской микологии применяется метод накопления — дорастивания микофлоры на субстратах [4, 5]. Мы наблюдали 110 проб из разных районов побережья. Время культивирования до 6 лет. Были выявлены ассоциации грибов, образующиеся в определенные периоды длительной инкубации (таблица 1).

Таблица 1

Видовой состав высших облигатно морских грибов Одесского побережья, выявленных на разных типах субстратов в различные сроки инкубации

Вид	Субстрат*	Сроки инкубации				
		1**	2	3	4	5
Класс Ascomycetes						
<i>Arenariomyces trifurcatus</i> Hohnk & E.B.G. Jones	1, 3	-	у	у	+	+
<i>Carbosphaerella leptosphaerioides</i> Schmidt	1, 3	-	-	+	+	-
<i>Corollospora maritima</i> Werdermann	1—5	-	у	у	у	у
<i>C. lacera</i> Linder & Barhoorn.	3	-	-	+	у	у
<i>Dryosphaera navigans</i> Koch. & E.B.G. Jones	2	-	-	у	у	-
<i>Halosphaeria hamata</i> Johnson & Jones, Moss	2	у	+	+	-	-
<i>H. appendiculata</i> Linder & Barghoorn & Linder	2	-	-	+	+	-
<i>Halosphaeriopsis mediosetigera</i> Cribb & Johnson	2, 3	-	-	+	+	-
<i>Haligena elaterofora</i> Kohlm.	3	-	-	-	+	+
<i>Leptosphaeria oraemaris</i> Linder & Barghoorn	3	у	у	-	-	-
<i>Pleospora pelagica</i> Johnson	1, 4, 5	у	+	-	-	-
<i>Remispora maritima</i> Linder	2	у	+	+	-	-
<i>R. quadriremis</i> (Hohnk) Kohlm.	2	-	-	+	+	-
Класс Deuteromycetes						
<i>Alternaria maritima</i> Suth.	1, 4, 5	у	у	+	у	-
<i>Cirrenalia macrocephala</i> (Kohlm) Meyers, Moore	1, 5	-	+	у	+	+
<i>Diplodia oraemaris</i> Linder	1, 5	у	+	-	-	-
<i>Dictyosporium pelagicum</i> (Linder) G.G.Hughes	1-5	у	у	+	+	у
<i>Humicola alopallonella</i> Meyers & Moore	3, 4	-	-	+	+	-
<i>Monodictys pelagica</i> (Johnson) E.B.G. Jones	1, 3	у	у	+	+	+
<i>Papulaspora halima</i> Anastasiou	1, 3	-	-	+	+	-
<i>Periconia prolifica</i> Anastasiou	3	-	-	+	у	-
<i>Trichocladium achrasporum</i> Meyers, Moore	2	-	-	+	+	-
<i>Zalerion varium</i> Anastasiou	2—5	у	у	у	у	у
<i>Z. maritimum</i> (Linder) Anastasiou	3	-	+	+	-	-
Класс Basidiomycetes						
<i>Nia vibrissa</i> Moore & Meyers	3	-	+	у	у	+

Субстрат* — 1. фрагменты деревьев с корой; 2. древесина без коры, светлая; 3. древесина без коры, темная; 4. сочные стебли с пористым строением, водоросли; 5. полудревесневшие, полые стебли.

Сроки инкубации, месяцы: 1** — природное сообщество, 2 — 3-6; 3 — 7-18; 4 — 19-30; 5 — 31-72 у — устойчивое сообщество, + — вид иногда присутствует.

Синузии, выращенные в чашках, имеют свои особенности. Переплетения гиф несовершенных грибов, обычно, создают сплошную мицелиальную пленку присутствующих видов, а под ней развиваются плодовые тела сумчатых микромицетов, по 1-3 вида на каждом типе субстрата. Чаще всего представители одного рода (*Corollospora*, *Halosphaeria*) поселяются вместе. Группировки являются

стабільними, т. к. условия эксперимента были очень жесткими: в чашках присутствовали субстраты всех типов, метаболиты выделяющиеся в процессе жизнедеятельности не удалялись.

Грибы, встречающиеся в определенном сочетании более 50 % случаев, выделены как устойчивые сообщества. Окраска плодовых тел аскомицетов может быть разной: светлой — полупрозрачной, темной — полупрозрачной, угольно-черной. На светлой древесине без коры чаще растут грибы со светлыми — полупрозрачными или темными — полупрозрачными перететиями, а виды с угольно-черными плодовыми телами на темном дереве, веточках с корой или полуодревесневших стеблях растений.

В естественных условиях древесина разрушается не одним, а несколькими видами грибов, каждый из которых синтезирует свои ферменты [3]. Можно предположить, что грибы встреченные на выше названных субстратах, обладают способностью активно разрушать лигнин, что подтверждается литературными данными [1].

ВОМГ, разлагающие растительные остатки нескольких типов, встречаются почти на всех стадиях инкубации. Они обладают значительным количеством сильнодействующих, специализированных ферментов, благодаря которым способны утилизировать большой спектр органических веществ, поэтому достаточно долго развиваются на одном и том же субстрате [2].

Установлено, что для выявления основного видового состава ВОМГ необходим срок инкубации 18 месяцев. ВОМГ, образующие устойчивые сообщества, являются активными лигнин- и целлюлозо-деструкторами.

ЛИТЕРАТУРА

1. Багрий-Шахматова Л.М. Высшие морские грибы Черного моря. — Одесса, 1988. — Деп. в ВИНТИ 10.05.88. — № 2928-B88. — 90 с.
2. Бондарцева М.А. Принципы выделения жизненных форм у грибов // Экология. — 1972. — № 5 — С. 52-58.
3. Кудряшова Т.И., Сидорова И.И., Фениксова Р.В. Целлюлаза плесневых грибов тропических стран // Микол. и фитопатол. — 1974. — Т. 8, Вып. 3. — С. 214-219.
4. Литвинов М. А., Дудка И.А. Методы исследования микроскопических грибов пресных и соленых (морских) водоемов. — Л.: Наука, 1975. — 151 с.
5. Методы экспериментальной микологии. Справочник. — Киев: Наук. думка, 1982. — 550 с.
6. Таслахчян М.Г., Нанаголян С.Г. Современные представления о структуре микоценозов // Микол. и фитопатол. — 1996. — Т. 30, Вып. 4. — С. 69-70.

УДК 595.132(262.5)

И.И. Кулакова

Одесский Филиал Института биологии южных морей НАН Украины, г. Одесса

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ФАУНЫ СВОБОДНОЖИВУЩИХ НЕМАТОД ОДЕССКОГО РАЙОНА (СЕВЕРО-ЗАПАДНАЯ ЧАСТЬ ЧЕРНОГО МОРЯ)

Изучение свободноживущих нематод в составе мейобентоса в северо-западной части Черного моря (СЗЧМ) получило свое развитие в начале 80-х годов, когда заморные явления уже охватывали довольно обширные ее территории [3, 5]. Наиболее существенные гидрологические и гидрохимические изменения произошли в акватории Одесского района, находящейся под влиянием стока Днепра [1, 2]. Организмы мейобентоса реагируют на состояние окружающей среды изменением общей численности и соотношением его различных групп. После 1983 г. в СЗЧМ наблюдается усиленное доминирование нематод по сравнению с другими представителями мейобентоса (85 — 100 %), т. е. происходит изменение его качественного состава. [4, 6].

Необходимость детального изучения нематод Одесского района определялась в первую очередь, выявлением особенностей распределения их численности на разных типах грунтов в различные сезоны, а также проведением ревизии их видового состава в современных условиях.

В течение ряда лет (1994 – 1998 гг.) в мае и сентябре каждого года проводили съемки на НИС “Спрут” по стандартной сетке станций. Пробы отбирали дночерпателем Петерсена с площадью захвата 0,01 м². С поверхности общего монолита грунта, приносимого дночерпателем, выделяли площадку 10 x 10 см и промывали через систему бентосных сит, под нижнее из которых подкладывали мельничный газ № 62. Всего собрано 207 проб.

Среди организмов мейобентоса акватории Одесского района нематоды встречаются повсеместно и представляют одну из доминирующих групп по численности, составляя на различных типах грунта и в различные сезоны от 14,8 до 91,3 %.

Характерной особенностью мейобентоса Одесского района весеннего периода был значительный размах варьирования показателей общей численности его представителей. Несмотря на то, что в данный период было зарегистрировано до семи групп, на большинстве станций представлены две-три из них. Показатели плотности были сформированы, в основном, за счет нематод и гарпактикоид. В среднем для исследуемого района доля нематод в общей численности составляла 47,6 %. Пространственное распределение их количественных показателей было неравномерным. Максимальные показатели плотности поселений нематод достигали 320000 экз/м². На большей части акватории численность нематод была очень низкой и не превышала 1000 экз/м².

Несмотря на то, что в летний период разнообразие мейобентоса по сравнению с весенним периодом несколько возросло (девять групп), повсеместно встречались лишь нематоды и фораминиферы. Показатели плотности поселений нематод распределялись мозаично (500-612500 экз/м²).

В наших исследованиях прослеживается связь количественных показателей нематод с типом грунта. Наибольшая численность нематод отмечена на илистых грунтах. Пределы ее плотности колебались от 5000 до 1185000 экз/м². Здесь доля их от всего мейобентоса составляла в среднем от 24,9 до 66,5 %. На станциях, где преобладала заиленная ракушка, численность нематод составляла от 7200 до 492500 экз/м². Численность нематод в биотопе песка и ракушки невелика и составляла от 1000 до 27000 экз/м².

На Одесском полигоне зарегистрированы 50 видов, принадлежащих к пяти отрядам. Наиболее разнообразная в видовом отношении фауна приурочена к илистым грунтам (глубина 17-24 м), где отмечены 35 видов. На заиленной ракушке и песке с примесью ракушки на глубине 6-10 м нематоды представлены беднее (29 и 23 вида соответственно).

Основную роль во всех биоценозах исследуемого района в трофическом отношении играют неизбирательные детритофаги (1В), составляя в среднем 31-43 %. Избирательные детритофаги (1А) преобладали на илах (22,8 %) и заиленной ракушке (20,8 %). В биотопе песка и ракушки их роль невелика (8,8 %). Доля растительноядных (2А) и хищников (2В), наоборот, увеличивалась от илов к грунтам с примесью крупных фракций.

Средние показатели плотности нематод на различных типах грунтов варьировали в широких пределах. На илах доминировали *Sabatieria pulchra* (1056-109800 экз/м²), *Terschellingia pontica* (4666-93055 экз/м²). Высокий индекс плотности (\sqrt{VP}) у них (35,6 и 19,3 соответственно) был определен их большой биомассой. Субдоминантными по численности видами были *Enoploides brevis* (0-70520 экз/м²) и *Sphaerolaimus ostreae* (0-32665 экз/м²). В биотопе песка и ракушки максимальных значений плотности достигали *Neochromadora poecilosomoides* (1400-2800 экз/м²), *S. pulchra* (1000-6800 экз/м²) и *T. pontica* (0-3800 экз/м²). Численность и биомасса остальных видов незначительна.

Таким образом, среди разнообразия видов нематод, характерных для изучаемого района, можно выделить лишь несколько, которые преобладали по численности, иногда даже значительно, над остальными, являясь руководящими формами для данного сообщества. Эти виды: *S. pulchra* и *T. pontica* наряду с субдоминантными (*Sph. ostreae*, *N. poecilosomoides*) — ключевые в данном районе, вокруг которых в различных сочетаниях группируются другие.

Низкая плотность мейофауны на большей части исследуемой акватории в последние годы, возрастание доли нематод от общей численности мейобентоса, а также доминирование лишь нескольких видов среди большого их числа могут быть убедительным свидетельством неблагоприятных условий среды обитания.

ЛИТЕРАТУРА

1. Богатова Ю.И., Бронфман А.М., Воробьева Л.В. и др. Современное состояние и тенденции изменения экосистемы // Практическая экология морских регионов. Черное море. — Киев: Наук. думка, 1990. — С. 192-200.
2. Гаркавая Г.П., Богатова Ю.И., Буланая З.Т. Современные тенденции изменений гидрохимических условий северо-западной части Черного моря // Изменчивость экосистемы Черного моря. — М.: Наука, 1991. — С. 299-306.
3. Воробьева Л.В., Кулакова И.И. Количественные характеристики мейобентоса северо-западной части Черного моря. — Одесса, 1991. — 62 с. (Препринт / АН УССР, Ин-т биологии южных морей).
4. Воробьева Л.В. Мейобентос украинского шельфа Черного и Азовского морей. — Киев: Наук. думка, 1999. — 300 с.
5. Джуртубаев М.М. Донная фауна Одесского порта // Тез. докл. 2-й Всесоюзной конференции по биологии шельфа. — Киев, 1978. — С. 40-41.
6. Кулакова И. И. Свободноживущие нематоды западного шельфа Черного моря // Экология моря. — 1989. — Вып. 3. — С. 31-36.

УДК 577. 472 (26) (477)

Н.М. Лялюк, Г.П. Липницька

Донецький національний університет, г. Донецьк

ОСОБЛИВОСТІ ФОРМУВАННЯ ФІТОНЕЙСТОНУ ПЕЛАГІАЛІ АЗОВСЬКОГО МОРЯ

Незважаючи на те, що нейстон як окреме самостійне угруповання пелагіалі морів був визнаний тільки у середині минулого століття завдяки роботам Ю.П. Зайцева [2, 3], інтерес до його вивчення у останній час підвищився. Це пояснюється високим індикаторним потенціалом організмів на межі «вода-атмосфера», який становить інтерес для створення єдиної системи моніторингу морів та інших поверхневих водойм. Водорості, як продукційна фотоавтотрофна ланка біоценозу, довгий час залишалася поза увагою дослідників. Існувала думка, що внаслідок дії світлового фактору масові види фітопланктону не розвиваються у поверхневих шарах води. Однак, дослідження проведені М.І. Гладішевим, а потім Л.А. Сіренко та Т.Ф. Шевченко, показали, що водорості трапляються у 5-ти сантиметровому шарі водосховищ (річки Єнісей та дніпровських) й за вмістом хлорофілу *a* переважають порівняно з планктоном [1, 5]. Тому було цікаво розглянути особливості формування фітонеїстону у пелагіалі Азовського моря на прикладі його Таганрозької затоки.

Дослідження показали, що в Таганрозькій затоці Азовського моря домінували водорості п'яти відділів (*Cyanophyta* (*Cyanobacteria*), *Dinophyta*, *Cryptophyta*, *Bacillariophyta*, *Chlorophyta*) 28 родин, 52 родів. Взагалі ідентифіковано 79 видових таксонів водоростей. За видовим різноманіттям переважав відділ *Chlorophyta* (32 вида) та *Bacillariophyta* (25 видів). Найбільшим видовим та родовим різноманіттям відзначалися родини *Naviculaceae*, *Selenastraceae* (Blackm. et Tansl.) Frisch., *Oocystaceae* (Kirchn.) Elenk. s.str.

При ідентифікації практично всі види входили в нижні межі розмірних характеристик діагнозу виду або внутрішньовидового таксону, які представлені у визначниках. Згідно розмірної класифікації фітопланктону більшість видів (80%) фітонеїстону досліджених ділянок пелагіалі Азовського моря відносилися до нанопланктону. У цю групу входило 11 видових таксонів відділу *Cyanophyta*, всі види відділів *Dinophyta*, *Chlorophyta* та *Cryptophyta*, 15 видів відділу *Bacillariophyta*. 10% видового складу фітонеїстону відносилися до пікопланктонної розмірної фракції (переважно водорості *Cyanophyta*). Мікропланктонна фракція (10%) була представлена водоростями *Bacillariophyta*. Отже, фітонеїстон в пелагіалі представлений, головним чином, дрібно- та середньорозмірними фракціями (автотрофний піко- та нанопланктон), які визначають продукційні можливості та трофічність води моря [4].

Фітонеїстон Таганрозької затоки характеризувався прісноводними формами фітонеїстону. 63% виділених таксонів були характерними для прісних вод. Тобто формування угруповань фітонеїстону йшло за рахунок прісного річкового стоку, вода якого внаслідок стратифікації за щільністю не перемішувалася відразу, а розтікалася по поверхневому горизонту моря.

Протягом періоду дослідження за чисельністю домінували водорості *Chlorophyta* (246,5-2122,2 тис. кл/дм³). Чисельність *Bacillariophyta* була на рівні 187,8-471,4 тис. кл/дм³. За біомасою домінували діатомові водорості (230,1 — 1812,6 мкг/дм³). Кількість водоростей змінювалася протягом вегетаційного періоду року. Відмічено два періоди «цвітіння» діатомових: по-перше, весняне за рахунок водоростей з розмірами клітин 50 — 200 мкм, під час якого діатомові домінували за біомасою при невеликих значеннях чисельності. По-друге, осіннє «цвітіння» за рахунок дрібно- та середньоклітинних форм водоростей з розмірами клітин 10 — 100 мкм. На кінець літа — початок осені припадало «цвітіння» синьозелених водоростей. У середині літа — період максимальної сонячної інсоляції та температури — у нейсталі спостерігали спад розвитку водоростей усіх груп: повністю випадали діатомові водорості, істотно зменшувалися показники чисельності та біомаси чиньозелених водоростей. Вегетували у цей період типові представники зелених водоростей — найбільш досконалі фотосинтезики та дінофітові, які захищені відповідним панциром.

Внаслідок коливання складу й структури фітонеїстону цікаво було розглянути співвідношення чисельності водоростей до їх біомаси. Результати аналізу показали, що найвищі значення цього коефіцієнту характерні для зелених водоростей, які у фітонеїстоні представлені, головним чином, дрібними хлорококовими водоростями, а найнижчі — для діатомових. Для всіх груп водоростей відмічена тенденція до збільшення відношення чисельність/біомаса з весни до осені. Результати проведеного аналізу співпадали з даними сезонної динаміки фітонеїстону.

Аналіз даних по змінам співвідношення чисельність/біомаса дав підставу припустити наступне. По-перше, зниження зазначеного показника для синьозелених водоростей влітку можна пояснити

недосконалістю фотосинтетичного апарату прокариот саме за рахунок нездатності нейтралізації кисню, що виділяється у воду в процесі фотосинтезу. Це обумовлює збільшення енергетичних витрат клітин на нейтралізацію кисню й зменшення їх на приріст біомаси. Щодо аналогічних змін коефіцієнту зелених та діатомових водоростей влітку, це можна пояснити зменшенням кількості біогенних елементів у поверхневих шарах води, з одного боку, за рахунок їх розподілу між компонентами біоти, з другого, припиненням підтоку біогенів з товщі води внаслідок штильової умов літнього періоду. Не виключено, що ці фактори спричиняли вплив і на розподіл синьозелених водоростей. Отже, можна припустити, що при необхідності експрес-оцінки біологічного благополуччя літоралі моря не обов'язково проводити досить складний аналіз видового складу всього мікрофітоценозу, а достатньо оцінити співвідношення чисельності та біомаси домінуючих видів і на підставі цих результатів визначати основні тенденції змін в угрупованнях. Такий підхід особливо важливий для акваторій, альгоугруповання яких вивчені недостатньо, або якщо зовсім не відомий їх склад, а проблема оцінки стану водойм стоїть досить гостро (наприклад, в умовах акваторій техногенних, урбанізованих районів, аварій, рекреаційних зон тощо).

Отже, на межі середовищ «вода- атмосфера» формуються альгоугруповання, які характеризуються домінуванням дрібноклітинних форм та сезонністю розвитку. Аналіз даних показав, що, можливо, ці угруповання формуються за рахунок річкового стоку, вода якого розтікається по поверхні морської води.

ЛІТЕРАТУРА

1. Гладышев М.И. Нейстон крупного континентального водоема на примере водохранилищ реки Енисей: Дисс... канд. биол. наук. — Красноярск, 1985. — 133 с.
2. Зайцев Ю.П. Морская нейктология. — Киев: Наук. думка, 1970. — 263 с.
3. Зайцев Ю.П. Биогеоценоз морского нейстона // Программа и методика изучения биогеоценозов водной среды. Биогеоценозы морей и океанов. — М.: Наука, 1970. — С. 126-136.
4. Пико- и нанофитопланктон пресноводных экосистем / Михеева Т.М., Остапеня А.П., Ковалевская Р.З. и др. — Минск: Изд-во Белорус. гос. ун-та, 1998. — 196 с.
5. Сиренко Л.А., Шевченко Т.Ф. Водоросли нейстона днепровских водохранилищ // Гидробиол. журн. — 1993. — Т. 29, № 6. — С. 3-11.

УДК 582.52 (262.5)

Н.А. Мильчакова

Институт биологии южных морей НАН Украины, г. Севастополь

ОБРАСТАНИЕ МОРСКОЙ ТРАВЫ *ZOSTERA MARINA* L. В ЧЕРНОМ МОРЕ

Обрастание морских трав, доминирующих в растительном покрове большинства мелководных заливов и бухт Черного моря, практически не изучено, хотя оно в значительной степени влияет на продуктивность донных фитоценозов. В работе представлен анализ сезонной динамики, межгодовой изменчивости состава и распределения эпифитов и sessильных животных в монодоминантных сообществах *Z. marina* Севастопольской бухты в 1988 и 1993 гг.

На zostере обнаружен 41 вид эпифитов, из которых 20 принадлежит к зеленым, 18 — красным и 3 — бурым водорослям. Большинство из них прикрепляется базальной клеткой и диском (57%), ризоидами (36%) и лишь немногие всем слоевищем. По продолжительности вегетации доминируют однолетние водоросли (80%), доля сезонных и многолетних невелика (14 и 6% соответственно). Массовыми, обильно развивающимися, являются виды *Ulothrix*, *Pneophyllum fragile*, *Callithamnion corymbosum*, *Cladophora albida*, *Enteromorpha intestinalis*. Эпифиты встречаются преимущественно на верхней и средней части, а также краях зрелых и старых листьев (с 4-го по 6-й), на молодых листьях (с 1-го по 3-й) и влагалищной трубке и они произрастают изредка.

Пик эпифитирования наблюдается с мая по июль, в период активной вегетации однолетних водорослей, когда обнаружено большинство видов *Ceramium*, *Polysiphonia* и *Kylinia*. Проективное покрытие (ПП) листовой поверхности старых листьев достигает 80-100%. После листопада zostеры в конце лета, водоросли встречаются лишь на верхушках зрелых листьев. Осенью, помимо массовых видов, произрастают *Erythrotrichia carnea*, *Polysiphonia pulvinata*, *Porphyra leucostica*, виды *Ceramium*, однако их ПП невелико (5-10%). С начала зимы и до середины весны эпифиты встречаются единично, среди них *P. fragile*, *E. intestinalis*, *Ectocarpus sp.*, *C. corymbosum* и *Ceramium diaphanum*.

Пространственное размещение водорослей практически не зависит от ориентации листьев zostеры. Только у *P. fragile* в пик вегетации на абаксиальной стороне верхушечной части старых листьев ПП выше, чем на адаксиальной, и достигает 40 — 100%. На молодых листьях этот вид приурочен к краевой зоне, однако его ПП невелико (10-20%). Размещение *C. corymbosum* имеет такую закономерность, а ПП на поверхности старых листьев достигает 40-80%. Виды *Cladophora* и *Enteromorpha* встречаются на обеих сторонах зрелых и старых листьев, произрастая в основном вблизи верхушечной и краевой зоны, а виды *Ulothrix* обильно развиваются на их краях. При максимальном эпифитировании ПП *E. intestinalis* составляет 40-60%, *C. albida* — 20-40%, видов *Ulothrix* — 10-20%.

Сессильная эпифауна zostеры представлена 11 видами, которые относятся к Bryozoa, Hydrozoa и Ascidiace, кроме них поверхность листьев часто заселена кладками Gastropoda. Большинство животных, как и эпифитов, обнаружено на средней и верхушечной части старых листьев. Для видов Bryozoa, Ascidiace и Porifera характерно мозаичное распределение, независимо от ориентации листьев. Пик развития сессильной организмов приходится на август, когда в обрастании доминируют Bryozoa (*Electra zostericola* и *Lepralia pallasiana*), Ascidiace (*Botryllus schlosseri*), а также кладки моллюсков *Rissoa membranaceae*, *R. parva* и *Tritia reticulata*. В этот период поверхность листьев некоторых растений до 100% покрыта *B. schlosseri*, а ПП Bryozoa достигает 60-80%. Осенью и зимой на zostере преобладают Hydrozoa (*Obelia loveni*, *Bongainvilla megas*), обрастающие края листьев, и виды Bryozoa, однако их суммарное ПП не превышает 10-20%.

За пятилетний период количество эпифитов на zostере почти не изменилось, однако в сообществах, расположенных вблизи входа в бухту (б. Мартынова, Михайловский равелин), произошло снижение видового разнообразия зеленых и красных водорослей, тогда как в ее более эвтрофном районе (б. Голландия) количество зеленых возросло (табл.). Редукция видового разнообразия наиболее характерна для родов *Cladophora*, *Enteromorpha* и *Polysiphonia*. В обрастании zostеры стали доминировать мелкие и тонкоразветвленные водоросли (виды *Ulothrix*, *Callithamnion*, *Kylinia*), имеющие более высокую удельную поверхность и соответственно интенсивность обмена.

На старых листьях zostеры повсеместно стали преобладать Bryozoa, Hydrozoa и Ascidiace, характерные для эвтрофных районов [2]. Возросло обилие кладок *Rissoa* и других брюхоногих, которые интенсивно размножаются в условиях антропогенного загрязнения.

Таблиця

Изменение количества видов эпифитов *Z. marina* в Севастопольской бухте

Тип	Михайловский равелин		б. Мартынова		б. Голландия	
	1988	1993	1988	1993	1988	1993
Chlorophyta	10	8	11	9	6	11
Rhodophyta	12	10	12	8	8	8
Phaeophyta	2	1	1	-	1	-
Всего	24	19	24	17	15	17

Сравнительный анализ состава эпифитов *Z. marina* показал, что в Черном море на ней произрастает в 1,5-2 раз больше видов, чем в других районах Средиземноморья [5], причем на их долю приходится половина из почти 100 эпифитирующих макрофитов. По данным многих исследователей среди эпифитов zostеры доминируют виды красных и бурых водорослей, которые обрастают преимущественно старые листья [4]. В условиях эвтрофирования происходит значительная редукция видового разнообразия многих доминирующих в обрастании родов, при этом возрастает доля зеленых и красных водорослей, тогда как бурых снижается. Такие изменения не зарегистрированы в олиготрофных районах Южного берега Крыма [3], где обилие эпифитов значительно ниже, а суммарная доля Rhodophyta и Phaeophyta выше чем в б. Севастопольская (78 и 51% соответственно).

Тип и степень обрастания морских трав регулируется сложным комплексом абиотических и биотических параметров. По-видимому, приуроченность эпифитов и сессильных животных к верхушкам и краям листьев обусловлена снижением скорости турбулентных потоков у пограничных зон, что увеличивает вероятность их закрепления, роста, а также способствует интенсификации потребления биогенов. В условиях эвтрофирования у zostеры происходит снижение ростовых процессов [4], прижизненных выделений и, как следствие, молодые листья заселяются эпифитами и сессильными организмами. Увеличение количественных показателей микрозоо- и фитопланктона, обилия личинок обрастателей в меропланктоне Севастопольской бухты [1], способствовало развитию сестонофагов, преобладающих среди обрастателей zostеры, которые при снижении обилия эпифитов стали активно заселять свободную поверхность листьев. Сравнительный анализ межгодовых изменений обрастания *Z. marina* показал, что при эвтрофировании обилие макроэпифитов уменьшается, а сессильных организмов возрастает, снижая продуктивность донных фитоценозов.

Автор благодарит Е.В.Лисицкую, Т.В. Николаенко и В.А.Гринцова за помощь в определении видов сессильной эпифауны.

ЛИТЕРАТУРА

1. Ковалев А.В., Финенко З.З., Островская Н.А. и др. Планктон Черного моря. — Киев: Наук. думка, 1993. — 280 с.
2. Маккавеева Е.Б. Беспозвоночные зарослей макрофитов Черного моря. — Киев: Наук. думка, 1979. — 228 с.
3. Маслов И.И., Саркина И.С., Белич Т.В., Садогурский С.Е. Аннотированный каталог водорослей и грибов заповедника "Мыс Мартьян". — Ялта, Никитский ботан. сад, 1998. — 33 с.
4. Мильчакова Н.А. Пространственно-временная характеристика структуры фитоценозов и популяций *Zostera marina* L. в Черном море: Автореф. дис... канд.биол.наук. — Севастополь, 1988. — 22 с.
5. Curiel D., Marzocchi M., Solazzi A. et al. Vegetazione algale epifita di fanerogame marina nella laguna di Venezia (Bacino di Malamocco) // Boll. Mus. Civ. St. Nat. Venezia. — 1995-1996. — Vol. 46. — P.27-38.

УДК 591. 505:595. 341(262. 5)

В.И. Монченко

Институт зоологии им. И. И. Шмальгаузена НАНУ, г. Киев

ПРОБЛЕМА ЭНДЕМИЗМА ЦИКЛОПООБРАЗНЫХ (COPEPODA) СРЕДИЗЕМНОМОРСКОГО КОМПЛЕКСА В ЧЕРНОМ МОРЕ

Разные объекты исследования, уровень изученности фауны, уровень систематики группы обуславливают разный подход авторов к проблеме эндемизма средиземноморского комплекса в Черном море. Самые первые фаунисты (Миддендорф, Эйхвальд, Ульянин, Кесслер) говорили об отсутствии "своеобразного характера фауны моллюсков Черного моря", о том, что "Понт не обладает своеобразными видами", о "большом сходстве с животными Средиземного моря", что черноморская фауна — не более, чем обедненная средиземноморская, которая имеет "только самые незначительные отличия" [собрано у 8]. Наибольшее развитие эта точка зрения получила у Ф. Д. Мордухай-Болтовского [6].

Еще больше противоположных выводов о высоком эндемизме фауны, что подытожено В. К. Совинским [7]. И поныне сохранилось аргументированное мнение о формировании средиземноморцами в Черном море новых видов [2,9 и др.]. При подготовке "Определителя фауны Черного и Азовского морей" (1968-1975) было описано 217 эндемиков этого комплекса. Они неравномерно распределены по группам, почти отсутствуя в одних и составляя более 20% в других. Можно, конечно, их объявить формальными эндемиками [6] ввиду худшей изученности Средиземного моря. Однако можно вопрос исследовать и далее.

По крайней мере на материале по циклопообразным копеподам мы рассматриваем этот эндемизм как истинный, основанный на действительном формировании видов этой группы в полигалинных и плейомезогалинных водах Черного моря. Наиболее весомый аргумент в пользу этого — наличие сразу трех морфологически близких пар, обитающих в Черном и Средиземном морях. Из описанных нами трех новых видов *Cyclopora obliqua* — это черноморский викариат эндемика своего моря

C. mediterranea. *C. parapsammophila* близка к средиземноморской *C. psammophila*, а *C. pontica* — к распространенной в Средиземном море и за его пределами *C. gracilis*. В каждой из 3 пар именно средиземноморские являются предковыми, судя по редукции вооружения конечностей, что является основной тенденцией морфологической эволюции копепод. Так, *C. obliqua* отличается от *C. mediterranea* редуцией одной из 3 щетинок на базоподите максиллипеды, *C. pontica* от *C. gracilis* — олигомеризацией эндоподита P1 и редуцией вооружения второго членика эндоподита щупика мандибул, наконец, черноморская *C. parapsammophila* от *C. psammophila* — редуцией щетинки на втором членике эндоподита P2 и орнамента на фуркальных ветвях. О долговременной черноморской эволюции свидетельствует само наличие географического изолята в ранге родового эндемика (уникальное явление для Черного моря) — *Cyclopora eximia* [5] из морского (океанического) семейства Cycloporinidae.

Весьма убедительным представляется мнение о формировании этих видов в результате миграции средиземноморских форм в один из бассейнов — предшественников Черного моря, скорее всего в первую средиземноморскую фазу его истории. Иммигранты успели примерно за 250-300 тыс. лет (между Древнеэвксинским и Новоевксинским бассейнами) в условиях географической изоляции эволюционировать до степени, удовлетворяющей видовому обособлению. А для родового эндемика *Cyclopora eximia* продолжительность родового формирования должна превышать 1 млн. лет. Переживанию условий пониженной солености способствовала эвригалинность, свойственная копеподам, что обеспечивается

активной откачкой осмотической воды в результате функционирования просто устроенного осморегуляторного аппарата, представленного парой целомических максиллярных желез [11].

Примером других фактов формообразующей роли полигалинных вод Черного моря являются более чем в 1,5 раза более крупные размеры особей *Cyclopina esilis* по сравнению со средиземноморскими [4]. Этого еще недостаточно для видового обособления, однако это свидетельствует о начавшемся процессе дивергенции черноморской и средиземноморской популяций. Хотя обычно отмечается, что черноморские копеподы гораздо мельче конспецифичных средиземноморских [1,3 и ряд других авторов]. А явным свидетельством черноморского видообразования является эвригалинный *Calanus pecticus*. Его предки (*C. helgolandicus*) вселились в Черное море около 7 тыс. лет назад. Ныне он достиг четкой видовой обособленности [10].

Приведенные данные говорят о высоком темпе видообразования у копепод, по крайней мере в тех случаях, когда этому благоприятствуют географические и экологические факторы, а главное — об истинном эндемизме обсуждавшихся черноморских видов.

ЛИТЕРАТУРА

1. Зайцев Ю. П., Полищук Л. Н., Шампалбер Ж. Сравнительно — морфологический анализ двух видов каланид сем. Pontellidae из Черного и Средиземного морей // Биология моря. — Владивосток, 1979. — № 2. — С. 55-61.
2. Зенкевич Л. А. Моря СССР, их фауна и флора. — М.: Учпедгиз, 1951. — 366 с.
3. Караваев В. Материалы к фауне веслоногих (Copepoda) Черного моря // Зап. Киевского о-ва естествоисп. — 1895. — Т. 14, вып. 1. — С. 117-174.
4. Монченко В. И. Второе обнаружение *Cyclopina esilis* Brian (Crustacea, Copepoda) и переписание вида // Докл. АН УССР. — 1979. — № 5. — С. 387-391.
5. Монченко В. И. *Cycloporella eximia* gen. et sp. n. (Crustacea, Copepoda) из интерстициали Черного моря // Зоол. журн. — 1981. — Т. 60, вып. 7. — С. 984-990.
6. Мордухай-Болтовской Ф. Д. Общая характеристика фауны Черного и Азовского морей // Определитель фауны Черного и Азовского морей. — Киев: Наук. думка, 1972. — Т. 3. — С. 316-324.
7. Совинский В. К. Введение и изучение фауны Понто — Каспийско-Аральского бассейна // Зап. Киевск. общ. естествоисп. — 1904. — Т. 18. — С. 1-497.
8. Ульянин В. Н. Материалы для фауны Черного моря // Изв. Императ. об-ва любителей естествозн., антропологии и этнографии (при Московском ун-те). Протоколы заседаний. — 1871. — Т. 9, вып. 1. — С. 77-137.
9. Ax P. Zur Systematik, Okologie, Thiergeographie der Turbellarienfauna in den pontokaspischen Brackwassermereen // Zool. Jahrb. Syst. — 1959. — Vol. 87, № 1/2. — P. 43-184.
10. Flemminger A., Hulsemann K. Geographical variation in *Calanus helgolandicus* s. l. (Copepoda, Calanoida) and Evidence of recent speciation of the Black Sea population // Biol. Oceanogr. — 1987. — Vol. 5. — P. 43-81.
11. Lee C. E. Rapid and repeated invasions of fresh water by the copepod *Eurytemora affinis* // Evolution. — 1999. — Vol. 53, № 5. — P. 1423-1434.

УДК 591.524.12 (262.5)

В.В. Мурина, Е.В. Лисицкая

Институт биологии южных морей НАН Украины, г. Севастополь

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ МЕРОПЛАНКТОНА БУХТ СЕВАСТОПОЛЯ

Пелагические личинки донных беспозвоночных (меропланктон) представляют собой важный источник пополнения бентосных популяций. Донные организмы, особенно двустворчатые моллюски, такие как мидия и митилястер, являющиеся мощными фильтраторами, осуществляют полезную медико-санитарную функцию в рекреационной зоне. При этом меропланктон наиболее уязвим к воздействию разного рода токсикантов и подвержен влиянию хозяйственно-бытовых стоков. Изучение видового состава и количественных показателей меропланктона позволяет судить о воздействии экологических стрессов, в том числе и степени антропогенного загрязнения. Высокое видовое разнообразие и наличие личинок некоторых редких видов могут служить индикаторами качества морской среды.

Севастопольская бухта представляет собой эстуарий, в пределах которого морская вода разбавляется пресной, стекающей с суши. По степени перемешивания воды бухта относится к объектам с непривливной циркуляцией морской воды. Стоки реки Черной распространяются в поверхностном слое и распресняют его. За последнее время увеличилось число залповых сбросов фановых вод, что связано с аврийным состоянием коллекторов. Это оказывает серьезное влияние на ухудшение медико-санитарного состояния бухты и ее значение как важной рекреационной системы города [4].

За период круглогодичного моніторинга меропланктону 1998-1999 гг. в бухте определено 40 видов пелагических личинок донных беспозвоночных, относящихся к 32 семействам. По крупным таксонам они распределяются таким образом: класс Polychaeta — 10 видов 6 семейств, класс Bivalvia-5 видов 4 семейства, класс Gastropoda — 11 видов 10 семейств, отряд Decapoda — 11 видов 9 семейств, отряд Cirripedia — 2 вида 2 семейства и один вид класса Phoronidea.

Бухта Омега (Круглая) расположена в юго-западной части Крымского полуострова (между бухтами Камышовой и Стрелецкой). Это одна из небольших полузамкнутых бухт. Трубоколлекторные системы для отвода поверхностных вод на очистные сооружения в бухте отсутствуют. Это приводит к тому, что в мелководной кутовой части аккумулируются наносы антропогенного происхождения и в период интенсивного поверхностного стока увеличивается мутность воды. Эти воды имеют высокое содержание биогенных компонентов, служащих прямой предпосылкой к эвтрофированию. Их концентрации на 2-3 и более порядков превышают содержание в чистой морской воде. По химическому составу такие воды мало отличаются от неочищенных хозяйственно-бытовых сточных вод [5].

За период исследований 1998- 1999 гг в бухте Омега определены личинки 41 вида 32 семейств. Они относятся к следующим крупным таксонам: класс Polychaeta — 8 видов 5 семейств, класс Bivalvia- 4 вида 3 семейства, класс Gastropoda — 14 видов 13 семейств, отряд Decapoda — 10 видов 7 семейств и отряд Cirripedia-2 вида 2 семейства. Из редко встречающихся обнаружены личинки *Phoronis euxinicola* (класс Phoronidea) и *Botryllus schlosseri* (класс Ascidiacea).

Балаклавская бухта располагается на юго-западе Крымского полуострова, к востоку от мыса Феолент. Особенностью бухты является ее полузамкнутость и ограниченная связь с открытой прибрежной частью моря. Исследованный район испытывает многолетние антропогенные воздействия. Наиболее загрязненная часть Балаклавской бухты- ее мелководная северная акватория, куда поступают антропогенные стоки. Здесь обнаружено превышение ПДК по аммонийному и нитритному азоту, а также по БПК 5. Полузамкнутость бухты и интенсивное поступление антропогенных стоков дают основание считать Балаклавскую бухту источником загрязнения прилегающей к ней прибрежной части моря [1]. Колебания уровней загрязнения нефтепродуктами в бухте значительны: от нижних значений предельно-допустимых концентраций (0,05 мг/л) до 10 ПДК и выше. Также отмечены высокие концентрации липидов и углеводов [2].

За период с июля 2000 г по апрель 2001 г в планктоне Балаклавской бухты обнаружены личинки 35 видов донных беспозвоночных. По крупным таксонам они распределяются следующим образом: класс Polychaeta-9 видов 6 семейств, класс Bivalvia — 8 видов 5 семейств, класс Gastropoda — 8 видов 7 семейств, отряд Decapoda — 7 видов 6 семейств и отряд Cirripedia- 2 вида 2 семейства. Меропланктон Балаклавской бухты исследован впервые.

Среди личинок бентосных животных во всех бухтах можно выделить 3 массовых вида: *Balanus improvisus*, *Mytilus galloprovincialis* и *Mytilaster lineatus*. *B. improvisus* — эврибионтный вид, характеризуется высокой плодовитостью и почти круглогодичным нахождением личинок в планктоне. В акватории Севастопольской бухты отмечено два пика численности: — в апреле — 2000 экз. м⁻³ и в августе — 6000 экз. м⁻³. Максимальную плотность личинок баянуса в бухте Омега наблюдали в июле-300 экз. м⁻³, в Балаклавской бухте- в августе- 220 экз. м⁻³. Личинки *M. galloprovincialis* встречались в планктоне Севастопольской бухты круглый год с наибольшей численностью в апреле-300 экз. м⁻³ и в ноябре-600 экз. м⁻³. В бухте Омега численность личинок мидий была сравнительно невелика — до 80 экз. м⁻³ в мае. Массовый нерест мидий Балаклавской бухте отмечали в апреле- 1200 экз. м⁻³. Личинки *M. lineatus* во всех трех бухтах появлялись в планктоне в летнее время при температуре воды 18-20 °С, численность их в бухтах Севастопольской и Омега не превышала 200 экз. м⁻³, в то время как в Балаклавской бухте она достигала 1100 экз. м⁻³. Для бухт Севастопольской и Балаклавской высокой численности в весенний сезон достигали личинки полихеты *Polydora ciliata*, соответственно 400 и 170 экз. м⁻³.

Антропогенное загрязнение привело к доминированию во всех трех бухтах личинок толерантных видов — двустворчатых моллюсков- мидии, митилястера и усоногого рака-баянуса, а в наиболее загрязненных участках Севастопольской и Балаклавской также и полидоры.

Сравнивая видовой состав меропланктону Севастопольской бухты с данными наших ранее проведенных исследований [4], следует отметить его обеднение: число видов пелагических личинок донных беспозвоночных уменьшилось с 59 до 40. Это подтверждается изучением состояния донных биоценозов, согласно которым в составе макрозообентоса преобладают наиболее устойчивые к нефтяному загрязнению двустворчатые и брюхоногие моллюски [3].

ЛИТЕРАТУРА

1. Куфтаркова Е. А., Ковригина Н. П., Родионова Н. Ю. Гидрохимическая характеристика вод Балаклавской бухты и прилегающей к ней прибрежной части Черного моря // Гидробиол. журн. — 1999. — Т. 35, № 3. — С. 88-99.
2. Миронов О. Г., Кирюхина Л. Н., Алемов С. В. Комплексные экологические исследования Балаклавской бухты // Экология моря. — 1999. — Вып. 49. — С. 16-21
3. Миронов О. Г., Кирюхина Л. Н., Алемов С. В. Нефть и состояние бентосных сообществ в Севастопольских бухтах // Акватория и берега Севастополя: экосистемные процессы и услуги обществу. — Севастополь, 1999. — С. 176-193.
4. Мурина В. В., Лисицкая Е. В., Аносов С. Е. Видовой состав меропланктона как показатель экологической ситуации Севастопольской бухты // Акватория и берега Севастополя: экосистемные процессы и услуги обществу. — Севастополь, 1999. — С. 149-159.
5. Павлова Е. В., Мурина В. В., Куфтаркова Е. А. Гидрохимические и биологические исследования в бухте Омега // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа. — Севастополь, 2001. — Вып. 2. — С. 159-176.

УДК 581. 526. 325:574. 9(262. 5)

Т.Ф. Нарусевич, В.И. Василенко, Б.Г. Соколов

Институт биологии южных морей НАН Украины, г. Севастополь

ОСОБЕННОСТИ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ РАСТИТЕЛЬНОГО ПЛАНКТОНА И ЕГО КОНСУМЕНТОВ В ПРИБРЕЖЬЕ КРЫМА

Морское побережье характеризуется высокой динамичностью, наличием вдольбереговой циркуляции, подвержено влиянию сгонно-нагонных процессов. Это оказывает влияние на качественный состав и количество фитопланктона: в период сгонных ветров к поверхности поднимаются богатые питательными веществами нижние слои воды, что благоприятствует развитию диатомовых водорослей, особенно *Skeletonema costatum* [1]. Во время господства нагонных ветров диатомеи отсутствуют и получают широкое распространение перидиниевые, золотистые и мелкие жгутиковые водоросли, многие из них служат индикаторами среды обитания.

Соленость прибрежных вод обычно несколько понижена, поскольку сказывается наличие пресного стока, а также бытовых и сточных вод. Микрозоопланктон, а также представители фитопланктона, обладающие обширным спектром питания, являются вынужденными потребителями различных токсических соединений, адсорбированных на пищевых объектах. Поэтому их количественное развитие и распределение представляют существенный интерес при оценке экологического состояния морской среды.

В данной работе анализируется распределение фитопланктона и биолюминесценции (как показателя его физиологического состояния) на станциях, расположенных вдоль разрезов от побережья до свала глубин в районе городов Судак и Ялта, выполненных 28. 03 — 02. 04. 1999 г. в 53 рейсе НИС "Пр. Водяницкий". Пробы на фитопланктон и микрозоопланктон отбирали кассетами батометров одновременно с зондированием водной толщи комплексом "Сальпа", регистрирующим температуру, соленость и биолюминесценцию. Для определения качественного состава фитопланктона и его количественного развития применялся осадочный метод [2]. Содержание микрозоопланктона и крупных представителей фитопланктона, таких как *Coscinodiscus*, *Ceratium*, *Noctiluca* и др. определяли путем микроскопирования всего сгущенного осадка (50 мл) батометрической пробы на микроскопе МБС.

Для станций прибрежной зоны Судакского и Ялтинского разрезов было характерно отсутствие слоя скачка в вертикальном распределении температуры, солености и плотности. Содержание фитопланктона было невысоким, достигало лишь 228 тыс. кл. *л⁻¹. Преобладающими видами были кокколитофорида *Emiliania huxleyi* и мелкие жгутиковые водоросли. Величины биолюминесценции на рассматриваемых станциях были чрезвычайно низкими, достигая 38*10⁻¹² вт*см⁻²*л⁻¹. Антропогенное загрязнение в прибрежной зоне подавляет свечение *Ceratium fusus*, *C. furca*, *C. tripos* и др., являющихся вынужденными потребителями токсических соединений в среде обитания.

Среди мелководных станций выделяется выполненная на глубине 83м (ст. 9), где отмечен подток более холодной глубинной ("живой" [3]) воды, чем на других станциях Ялтинского разреза. Эта гидрологическая особенность существенным образом влияет на экологическую ситуацию ст. 9, где величина биолюминесценции максимальна и достигает 280 *10⁻¹² вт*см⁻²*л⁻¹. Вместе с тем, развитие тотального фитопланктона незначительно отличается здесь от других прибрежных станций. Так, количество биолюминесцентных рода *Ceratium* в слое 0-20 м составляет 11-13 экз*л⁻¹ на всех станциях этого разреза. Поэтому столь существенные отличия биолюминесценции обусловлены здесь, на наш

взгляд, различным физиологическим состоянием популяций фитопланктона в прибрежной и “живой” водах.

Наиболее удаленные от берега станции Судакского и Ялтинского разрезов выполнены на глубинами свыше 500 м, где уже явно прослеживается термическая стратификация, препятствующая подтоку “живой” воды. На этих станциях выявлено максимальное количество растительного планктона — 774 тыс. кл. *л⁻¹ с преобладанием кокколитофориды *Emiliana huxleyi* (99%). Величины биолюминесцентного потенциала на рассматриваемых станциях достигали лишь 90·10⁻¹² Вт·см⁻²·л⁻¹, хотя содержание *C. tripos* горизонте 20м достигало 7 экз. л⁻¹, а на горизонте 25м — 22 экз. л⁻¹. Это свидетельствует, по-видимому, о преимущественно гетеротрофном типе питания панцирных динофитовых водорослей в неблагоприятных условиях.

Таким образом, в отсутствие явления сгона максимальное развитие фитопланктона выявлено в мористой части прибрежной зоны. Низкое содержание фитопланктона на мелководье обусловлено как отсутствием стратификации, так и влиянием различных токсических соединений, обусловивших минимальные величины биолюминесценции.

Неблагоприятное качество морской воды на мелководье прослеживается также по распределению широко распространенных в шельфовой зоне Черного моря организмов — фильтраторов, в частности, личинок пластинчатожаберных моллюсков. Так, на станциях Судакского разреза при глубине моря 23 м их количество в слое 0 — 20м было 9 экз л⁻¹, а при глубине 49м — 52 экз л⁻¹. На Ялтинском разрезе ситуация повторяется — чем ближе к берегу, тем содержание личинок ниже.

Данные по распределению личинок, полученные нами в 1999г., отличаются от материалов “типичного распределения” 1984 г., когда максимальная численность личинок пластинчатожаберных моллюсков была зарегистрирована в береговой зоне [4]. Однако в 1987 г. И. И. Казакова [5] приводит распределение личинок аналогичное наблюдаемому нами. Такое “нетипичное” распределение личинок стало проявляться после апреля 1986г., когда было отмечено максимальное выпадение высокотемпературных радионуклидов на поверхность Черного моря и южную оконечность Крыма [6].

Выводы

В период наших наблюдений у побережья Крыма, интенсивного развития диатомовых водорослей, столь характерное для прошлых лет, зафиксировано не было, что подтверждает значительные изменения в структуре фитопланктонного сообщества.

Неблагоприятное качество морской воды на мелководье прослеживается также по распределению широко распространенных в шельфовой зоне Черного моря личинок пластинчатожаберных моллюсков. Необходимо проведение работ по улучшению экологической ситуации в шельфовой зоне, где происходит основная аккумуляция токсикантов, с помощью построением рифообразующих конструкций в зоне подъема “живой” воды.

ЛИТЕРАТУРА

1. Прошкина-Лавриненко А. И. Диатомовые водоросли планктона Черного моря. — М.-Л., 1955. — 222 с.
2. Морозова-Водяницкая Н. В. Фитопланктон Черного моря // Труды Севастопольской биологической станции. — 1954. — Т. 8, Ч. 2. — С. 11-99.
3. Поликарпов Г. Г., Терещенко Н. Н., Егоров В. Н. и др. Молисмологическое состояние Черного моря и возможности его кондиционирования // Динамика вод и продуктивность планктона Черного моря. — М.: Координационный центр стран — членов СЭВ по проблемам Мирового океана, 1988. — С. 382-420.
4. Мурина В. В., Казанкова И. И. Личинки донных беспозвоночных в планктоне Черного моря // Экология моря. — 1987. — Вып. 25. — С. 30-37.
5. Козанкова И. И. Особенности динамики оседания личинок мидии и митилястера в связи со сгонно-нагонными явлениями у юго-западных берегов Крыма (Черное море) // Экология моря. — 2000. — Вып. 51. — С. 35-39.
6. Батраков Г. Ф., Еремеев В. Н. и др. Радиоактивность Черного моря. — Севастополь: “ЭКОСИ-Гидрофизика”, 1994. — С. 215.

УДК 582.272:576.2:591.178.2(262.5)

О.И. Оскольская, А.В. Торская

Институт биологии южных морей НАН Украины, г. Севастополь

НЕКОТОРЫЕ МОРФОФИЗИОЛОГИЧЕСКИЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ CYSTOSEIRA BARBATA AG. ИЗ БУХТЫ КАРАДАГСКОЙ (ЮГО-ВОСТОЧНЫЙ КРЫМ)

Являясь важнейшим ценообразующим видом, *Cystoseira barbata* Ag. служит своеобразной станцией для существования беспозвоночных и рыб, а также сырьем для получения ценных биологически активных веществ. В связи с этим, целью настоящей работы является изучение особенностей развития адсотрофных поверхностей цистозеры в разных условиях среды. Избранный для исследования район характеризуется высоким уровнем эвтрофикации вод [2], эрозионной и абразионной активностью прибрежной полосы. Это приводит к увеличению осадка и уменьшению прозрачности воды, что сказывается на формировании ассимилирующих структур макрофитов. Район был разделен на 3 части, в соответствии с чем для исследований выделены следующие пробные площадки: 1-я площадка расположена в западной части бухты в зоне действия стока дельфинария; 2-я площадка соответствует средней части бухты; 3-я площадка находится в восточной части бухты в зоне эрозионной и абразионной активности; 4-я площадка соответствует контрольной и занимает участок заповедника в районе Кузьмичевых камней. Пробы водорослей брали до полудня в августе 1999 года с глубины 3-4 метров с помощью рамки размером 50x50 см. Количество осадка в морской воде определяли весовым методом с помощью складчатого фильтра. Габитуально-морфологическим параметром служил безразмерный, Тилькинский масштабного эффекта коэффициент приведенной удельной поверхности, который определялся по формуле: $S_0 = \sqrt{S} / \sqrt[3]{V}$ для отдельных структурных элементов талломов, целых талломов

и суммарные значения S_0 для цистозеры, занимающей 1 м² поверхности дна. S_0 вычисляли прямым определением площади и объема фрагментов водорослей под бинокляром при увеличении 2 и 4. На каждой пробной площадке исследовано от 20 до 30 экземпляров цистозеры. Физиологической характеристикой избрана концентрация хлорофиллов C_{a+c} . Биомассу определяли в единицах сырой массы на единицу площади.

Авторы выражают глубокую благодарность инженеру отдела экосистем шельфа ИнБЮМ НАНУ Тимофееву В.А. за участие в сборе проб фитобентоса, а также старшему научному сотруднику Карадагского заповедника Костенко Н.С. за помощь в определении таксономической принадлежности водорослей и ценные консультации.

Анализ полученных результатов позволяет заключить, что прослеживается тенденция к снижению всех избранных габитуально-морфологических показателей у макрофитов из бухты Карадагской в сравнении с таковыми на Кузьмичевых камнях (табл.)

Таблица

Некоторые морфо-физиологические показатели *Cystoseira barbata* Ag. из бухты Карадагской (средние значения)

№ площадки	осадок г/л	L ₁ , см	S ₀ '	L ₂ , см	S ₀ ''	L ₃ , см	S ₀ '''	S ₀ особи	S ₀ /м ²	B, г/м ²	C _{a+c} % сырой массы
1	0,81	15	4,92	132	8,12	9860	21,6	19,48	29,88	684	1,89
2	0,72	45	8,41	112	11,01	2380	20,89	19,47	34,36	990	1,77
3	0,60	127	8,67	432	12,79	3354	19,06	17,73	33,31	1018	1,70
4	0,07	35	7,73	198	15,61	9660	26,76	23,84	40,72	1160	1,32

L₁ — суммарная длина ветвей диаметром 0,3-0,6 см, S₀' — их приведенная удельная поверхность; L₂ — суммарная длина ветвей диаметром 0,08-0,09 см, S₀'' — их приведенная удельная поверхность; L₃ — суммарная длина ветвей диаметром 0,04-0,05 см, S₀''' — их приведенная удельная поверхность; S₀ — приведенная удельная поверхность особи; S₀/м² — приведенная удельная поверхность цистозеры, произрастающей на 1 м² дна; B — биомасса цистозеры на 1 м²; C_{a+c} — сумма хлорофиллов.

Эта тенденция находит подтверждение в экспериментальных данных о снижении активных поверхностей гидробионтов в результате адсорбции растворенных в воде органических веществ [4, 6]. Значения суммарных хлорофиллов, наоборот, увеличиваются по мере продвижения от площадки 4 к площадке 1. Это объясняется возрастанием количества осадка в морской воде от 0,07 г/л на Кузьмичевых

камнях (пл.4) до 0,81 г/л в районе стока дельфинария (пл.1) и подтверждаются литературными данными [1]. Однако, различные структуры макрофитов по-разному реагируют на уровень осадка и эвтрофикации. Отмечено, что в пределах бухты Карадагской при продвижении от пл. 3 к пл.1 у водорослей снижается S_0 ветвей 1-го и 2-го порядка, тогда как S_0 ветвей диаметром 0,04 — 0,05 см значительно возрастает. Анализ полученных данных показал, что этот рост связан с увеличением в 2-3 раза длины ветвей малого диаметра. Можно предположить, что рост длины ветвей 3-го, 4-го порядка и некоторые увеличения S_0 особей является адаптивным откликом на неблагоприятные изменения среды. Вероятно, высокое содержание биогенов в зоне действия стоков дельфинария оказывает стимулирующее влияние на рост апикальных сегментов цистозеры. Данные, полученные в экспериментах по выращиванию фрагментов *Gracillaria verrucosa* и *G. species* при различных концентрациях аммония в среде подтверждают это предположение [5]. S_0 суммарное для цистозеры на 1 м² площади дна, наоборот, снижается.

Так S_0/m^2 для цистозеры на Кузьмичевых камнях достигает 40,72, тогда как в районе стока дельфинария не превышает 29,88. Биомасса водорослей также снижается с 1160 г/м² до 684 г/м² соответственно.

Увеличение осадка в морской воде до 0,6 и более г/л приводит к снижению биомассы на м² *S. barbata* почти вдвое, S_0/m^2 — на 1/4, тогда как адаптивное увеличение S_0 ветвей диаметром 0,04-0,05 см, выполняющих основную функциональную нагрузку, и рост концентрации хлорофиллов более, чем на 1/3 позволяет виду существовать на занимаемой территории.

ЛИТЕРАТУРА

1. Гриних Л.И. Исследование интенсивности фотосинтеза анфельции в лагуне Буссе / Аннотации научных работ по исследованию сырьевой базы рыбной промышленности Дальнего Востока. — Владивосток: Дальиздат, 1965. — С. 110-112.
2. Костенко Н.С. Антропогенные изменения донной растительности Карадагского заповедника // Биол.науки. — 1990. — № 9. — С. 101-110.
3. Оскольская О.И. Влияние факторов среды на некоторые габитуальные и физиологические характеристики двух видов грацилярии из двух районов эстуария реки Раздольной / Тез.докл. IV Всесоюз.науч.-техн.конф. «Вклад молодых ученых и специалистов в решение современных проблем океанологии и гидробиологии». — Севастополь, 1989. — Ч.II. — С. 38-39.
4. Покровский О.С., Савенко В.С. Влияние растворенного органического вещества на кинетику гомогенного осаждения арагонита в морской воде // Океанология. — 1994. — Т.34, № 6. — С.833-841.
5. Романок В.А., Оскольская О.И. Влияние различных концентраций аммония в среде на рост и формирование слоевищ *Gracillaria verrucosa* и *G. species* // Экология моря. — 1991. — Т. 37. — С.49-56.
6. Zullig J.J., Morse J.W. Interaction of organic acids with carbonate mineral surfaces in seawater and related solution I.Fatty acid adsorption // Geochim. Cosmochim.Acta. — 1988. — Vol. 52. — P.1667-1678.

УДК 577. 472

Е.М. Парталы

Комитет по спасению экологии г. Мариуполя и Азовского моря

ОБРАСТАНИЕ В МОРСКОЙ ЭКОСИСТЕМЕ

Обрастание в Азовском море изучается систематически [10-12] с 60-х годов, хотя первые исследования его в устье р. Кальмиус проводились в 1927г. [7], и внимание специалистов было сосредоточено на крупных формах. Э. Гентшель [15] в обрастании экспериментальных пластин в Гамбургской бухте называет и мелкие микроскопические формы. Автором [8] проводились исследования в течение 30 лет (1971-2000гг.) с учётом мелких форм как при изучении формирования обрастания на экспериментальных пластинах на ранней стадии, так и в краткосрочных сообществах обрастания на буях, фильтровальных сетках насосных станций, решётках водозаборов насосной станции в стабильном многолетнем (3-27 лет) биоценозе в водоводах металлургического комбината. Отмечено 223 вида водорослей и беспозвоночных (не включены бактерии) разных систематических групп и разделены они по размерам на макро-, мезо- и микрообрастание.

Биоценоз обрастания находится в зависимости от окружающей среды и, будучи многокомпонентным ценозом, включает в себя сложные межвидовые и внутривидовые взаимоотношения. Сезонность в оседании личинок выражена следующим образом: зимой и ранней весной — бактериально-водорослевая плёнка, весной — при t 14-15°С начинают оседать личинки балануса *Balanus improvisus* и гидроида *Bougainvillia megas*, весной и осенью сосущие, разноресничные инфузории, почти круглогодично-зоотамнии, летом к ним присоединяются коловратки, мшанки и камптозои. Оседание продолжается осенью до наступления температуры 9°С. В результате сукцессии к концу года доминируют гидроид и

баланус, в многолетнем биоценозе только баланус, или мидия в годы, когда солёность воды в море превышает 14‰. Оседание её отмечено летом и в годы её прикрепления доминирует мидия или мидия и баланус. В кратковременных сообществах обрастания фильтровальных сеток решёток, бுவ обитают гидроиды, баланусы, мшанки. В многолетнем стабильном ценозе металлических труб-водоводов в начале водоснабжения доминируют гидроиды, дальше от источника водоснабжения баланусы или, когда оседали и мидии, то и мидии. Биомасса обрастания за год 8 кг/м², максимальная в трубах — до 40-82 кг/м². Максимальный размер доминирующих видов: гидроида — 350 мм, балануса — 23,2 мм, мидии — 70 мм.

Обрастание является важной частью экосистемы морей и океанов. Обрастатели имеют личиночный период, который проходит в планктоне. Биоценоз этот тесно связан с окружающей средой. Он зависит от физико-химических факторов среды, наличия личинок обрастателей в толще моря, готовых к оседанию, от разнообразия и численности фито- и зоопланктона, необходимых для питания организмов обрастания. Часть жизненного цикла многих обрастателей проходит здесь от нескольких стадий развития и служит пищей другим гидробионтам, малькам рыб, рыбам-планктофагам. Благодаря течениям, личинки разносятся на большие расстояния, обрастая субстраты в других районах Мирового океана. Многие, не найдя подходящий субстрат, погибают или поедаются. В обрастании субстратов участвует не вся имеющаяся в планктоне масса личинок. Так, Азовском море 52% зоопланктона составили личинки ракообразных, или 15000 экз/м³, а планулы гидроида поступают в планктон от 4 мм столона до 4000 экз/м³ в сутки. Зоогамний делится 2-5 раз в сутки и оседает за 10 дней до 3000 экз/дм². Личинки массового вида мезообрастания *Folliculina producta* плавают в толще воды 0,5-2 часа. Руководящие виды обрастания дают по несколько поколений в год. Так [9], один из наших доминантов *V. improvisus* в Чёрном море размножается в год по 40 раз. Мшанки (а у нас их 3 вида) размножаются через 2-3 суток [1] и в планктон выходит 1/2-1/3 часть из развившихся зооидов. В колониях в Азовском море за месяц вылупление личинок происходит с 4000-14000 зооидов с 1 дм². Личинки мидии *Mytilus galloprovincialis* [7] в европейских водах плавают 0,5-3 месяца. В Азовском море на 1 дм² за месяц летом оседало 2000 экз.

В планктоне Азовского моря проходят развитие бродяжки инфузорий, планулы гидроида, науплии и циприсы балануса, велигеры мидии и митиластера, личинки полихет, нерейс и мерциереллы, личинки мшанок камптозой, яйца и личинки разных червей, крабов и др. Период оседания личинок обрастателей в Азовском море с апреля по октябрь.

Обрастание имеет огромное значение в питании рыб. Бентосоядные рыбы потребляют моллюсков, раков, червей, планктоноидных личинок баланусов, червей, моллюсков, крабов и др. Обрастание влияет на продуктивность моря. Биомасса его на искусственном субстрате чаще выше, чем на природных грунтах. На естественных грунтах в Чёрном море максимальная биомасса на мидиевом ракушечнике 37 кг/м² [2], на экспериментальных пластинах за год биомасса достигает 100 кг/м² [3]. В Азовском море на естественных грунтах биомасса балануса *V. improvisus* 923 г/м², в то время как за год на пластинах достигает 6 кг/м². Обрастание, окружённое водой с лучшим содержанием кислорода, с большим притоком пищи, избавленное от заиления, с меньшим количеством органического вещества имеет лучшие условия для жизнедеятельности, чем популяции тех же видов на естественных грунтах.

Изменение физико-химических условий в экосистеме сказывается на жизни обрастания. Часть животных, не выдержав этих изменений, выпадает из ценоза, другие же при оптимальных условиях достигают расцвета в развитии. Многие обрастатели (мидия, баланус) обладают высокой репродуктивной способностью, что позволяет им сохранить своё место в ценозе при конкретных условиях.

Обрастание как один из компонентов морской экосистемы тесно связано с гидрологией, физикой, химией моря: оно развивается, откликаясь на выше приведенные изменения в них, в тоже время является и индикатором этих изменений.

По качественному и количественному развитию видов в ценозе можем судить об этих изменениях. Так, солёность ниже 14‰ (при этой величине её развиваются личинки мидии-4) в Азовском море, в Таганрогском заливе, не позволяла мидии развиваться и её не было в районе г. Мариуполе до 1977-1981гг. [8]. После повышения её до 14,92‰ в 1974г. мидия массово оседала на пластинах в 1977г. и выросла на гидросооружениях [12]. Но последние годы солёность опять понизилась до 1,92 ‰ и в обследованных в ноябре 2000г. буюх автор не обнаружила мидий, как нет их и на других гидросооружениях. Таким образом, в этом районе имеем 3 этапа в обрастании субстрата мидиями: I — без мидий (1960-1981), II — с мидиями (1981-1991) и III — без мидий (1991-2000)гг. Организмы обрастания способны аккумулировать в себе микроэлементы из окружающей их воды. Так, в нашем районе:

	водоросль <i>Cladophora laetevirens</i>							
	Fe	Zn	Cu	Mn	Ni	Cr	Cd	Pb
мкг/л	19011	236,4	13,8	1179,1	35,6	75,5	63,0	0,58
	гидроид <i>Bougainvillia megas</i>							
мкг/л	17566,5	490,2	146,1	2174,0	142,9	67,6	77,4	0,53
ПДК	30,0	40,0	10,0	-	0,5	0,3	0,2	1,0

В кладофоре приведённые тяжёлые металлы превышают ПДК в 109-255 раз, в гидроиде Fe — 585, Zn Zn Fe — 12,5, Cu — 14,6, Ni — 285, Cr — 387 раз и как видим, их содержание во много раз больше, чем в воде. При интоксикации тяжёлыми металлами, например, мидии [14] потребляют кислорода больше, а взмучивание [16] увеличивает потребность в кислороде. Накапливание марганца, меди, кобальта, свинца двустворчатými моллюсками коррелируется с содержанием их в воде [13], а малые доли до 0,004-0,006 мг/л тяжёлых металлов [5] приводят к уродству 50% личинок на 1 стадии развития и, дальше процент уродства возрастает.

Таким образом, биоценоз обрастания в морской экосистеме — часть этой экосистемы, зеркало его стабильности или нарушения её, полностью участвует в жизни экосистемы, отображая её и обогащая планктон пищей или забирая пищу её, концентрируя все элементы из воды, добавляя органические соединения, при отмирании как вторичное загрязнение. Вышеприведённые материалы лишь кратко свидетельствуют о тесной связи биоценоза обрастания с окружающей средой в море и о его месте в морской экосистеме, где он является его неотъемлемой частью и отображает изменения в ней.

ЛИТЕРАТУРА

1. Брайко В. Д. Мшанки /Bryozoa/ — массовые организмы сообщества обрастания / Биологич. основы борьбы с обрастанием. — К.: Наук. думка, 1973. — С. 71-110.
2. Воробьёв В. П. Бентос Азовского моря // Тр. АЗЧЕРНИРО. — 1949. — Т. 13, Ч. I. — С. 1-193.
3. Долгопольская М. А. Экспериментальное изучение процесса обрастания в море // Тр. Севаст. биол. ст. — 1954. — Вып. 6. — С. 157-173.
4. Киселёва Г. А. Исследования по экологии личинок некоторых массовых видов бентосных животных Чёрного моря: Автореф. дисс... канд. биол. наук. — Одесса, 1966. — 20 с.
5. Малахов В. В., Медведева Л. А., Гореева Р. В. Действие тяжёлых металлов на эмбриональное развитие промысловых и двустворчатых моллюсков // Тез. докл. III всесоюз. конфер. по мор. биол. Севаст. — Владивосток, 1988. — С. 49-50.
6. Мирославская Н. М. Предварительное сообщение о фаунистических исследованиях в р. Кальмиус // Тр. Харьк. Товар. досл. доп. прир. — 1927. — Т. 50, Вып. 2. — С. 82-84.
7. Милейковский С. А. Экология и поведение личинок мидий во время пребывания их в планктоне // Промысловые двустворчатые моллюски-мидии и их роль в экосистеме. — Л.: Изд-во АН СССР, 1979. — С. 86-87.
8. Парталы Е. М. Количественная характеристика эпибионтов, развивающихся в популяции усоного рачка *Balanus improvisus* в Азовском море // Тез. докл. Втор. Всес. симпоз. по биол. поврежд. и оброст. матер., изделий и сооруж. — Одесса, 1972. — С. 6-7.
9. Ржепишевский И. К., Кузнецова И. А. О росте баланусов в Севастопольской бухте // Обрастания и биокоррозия в водной среде. — М., 1981. — С. 89-91.
10. Синкина Р. Г. Оседание, рост и питание гидроидного полипа *Perigonimus megas* Kinne // Тр. Ин-та океанол. АН СССР. — 1963. — Вып. 70. — С. 216-224.
11. Старостин И. В., Турпаева Е. П. Оседание личинок обрастания у водозаборных сооружений металлургического завода Азовского моря. — Тр. Ин-та океанол. — 1963. — Т. 70. — С. 142-150.
12. Старостин И. В., Турпаева Е. П., Симкина Р. Г. Появление двустворчатого моллюска мидии на гидротехнических сооружениях в Таганрогском заливе Азовского моря / Обрастание и биокоррозия в водной среде. — М. Наука. 1981. — С. 255-257.
13. Чернышёва И. В. К вопросу о закономерностях накопления металлов моллюсками // I Всес. конференц. по рыбохоз. токсикол. Рига. дек. 1988. Тез. докл. — Рига. 1989. — Ч. 2. — С. 190-191.
14. Шапиро А. З. Особенности потребления кислорода мидиями *Mytilus galloprovincialis* L. / после действия некоторых химических веществ / Биол. иссл. Чёрного моря и его промысловых ресурсов. — М.:Наука, 1968. — С. 148-152.
15. Hentschel E. Biologische Untersuchungen uber der tierischen und Pflanzlichen Bewuchs in Hamburger Hafen // Mitt. Zool. Mus. Hamburg. — 1916. — Bd. 33. — P. 1-176.
16. Collison R. J., Rees C. P. Mussel mortality in the Gulf of La Spezia. Italy // Mar Pollus. Bull. — 1978. — Vol. 9, № 4. — P. 99-101.

УДК [591.524.12:577.95:556.16][262.5:1-16]

Л.Н. Полищук, Е.В. Настенко, А.А. Белокаминский

Одесский филиал Института биологии южных морей НАН Украины, г. Одесса

РЕЧНОЙ СТОК И КОЛИЧЕСТВЕННОЕ РАЗВИТИЕ ЗООПЛАНКТОНА СЕВЕРО-ЗАПАДНОГО ШЕЛЬФА ЧЕРНОГО МОРЯ

На базе обширного фактического материала по развитию зоопланктона в годы, приходящиеся на три периода водности (1983, 1984, 1986 г. — маловодный; 1987 г. — средний, 1978 — 1981 г. — многоводный) и относящиеся ко времени процесса евтрофирования, сделана попытка проанализировать его тенденцию.

Северо-западная часть Черного моря является специфическим районом. Это наиболее мелководная и опресненная часть моря, в которую впадают главные реки Черноморского бассейна. Устьевая зона —

“биологический фильтр“ на пути проникновения пресноводных животных в море и морских обитателей в реку, зона высокой биологической продуктивности.

Впадающие реки отличаются не только величиной объема стока, но и внутригодовым его распределением. В современных условиях произошла трансформация внутри годового распределения расхода пресной воды: уменьшение в период половодья и увеличение в межень, в зимне-весенний период года [4]. С изменением внутри годового распределения водного стока Днепра произошло изменение и внутри годового распределения содержания биогенных веществ. В настоящее время в среднем 48 % этих веществ выносятся весной, 22 % — зимой и по 14 — 16 % — летом и осенью [1]. Распределение стока Дуная характеризуется относительной равномерностью [3]. Наибольшее количество годового стока Днестра (в среднем 56 %) приходится на летне-осенние месяцы. Максимальное количество солей выносятся в период весеннего паводка.

Гидрохимические исследования, выполненные в приустьевых районах северо-западного шельфа в период евтрофирования, показали, что значительная “разгрузка“ речного стока происходит в зоне смешения речных и морских вод в районе изогалины 5 ‰ [2]. Этими исследованиями также установлено, что максимальные концентрации нитратов и фосфатов относятся к периоду наибольшего поступления пресных вод (1977 — 1982 гг.), концентрация азота нитратов в многоводные годы почти в два раза превышала их содержание в маловодные годы. В средний по водности период (1987 — 1988 гг.) их концентрация не увеличивалась. В формировании структуры зоопланктона, его развитии и распределении большое значение имеет как объем поступающего речного стока, так и время его поступления. Развитие зоопланктона, представленного в большинстве консументами первого порядка, опосредовано через фитопланктон. Между речным стоком, развитием фито- и зоопланктона наблюдается прямая связь. Особенности развития пелагического зооценоза в годы с разной величиной речного стока определяются следующими закономерностями (табл. 1).

Таблица 1

Численность (А, экз.м⁻³) и биомасса (В, мг.м⁻³) зоопланктона в северо-западной части Черного моря в разные периоды водности

Периоды	Весна		Лето		Осень		Среднее	
	А	В	А	В	А	В	А	В
Многоводный	43548	332	66152	4776	39562	2130	49754	2413
Средний	52256	3226	-	-	24902	720	38579	1973
Маловодный	15865	117	117453	4373	44651	1564	59323	2438
В среднем	43811	1270	91802	4574	36372	1471	49219	2275

Маловодный период. Среднемноголетний сток составлял 227 км³. Максимальные его величины приходились на весеннее время. Наряду с весенним максимумом наблюдалось его повышение в осенне-зимний период. С возрастанием величины суммарного речного стока увеличивалась общая численность зоопланктона, которая самых высоких значений достигала по истечении 2 — 3 месяцев после наблюдавшегося максимума стока. Это, вероятно, то время, которое необходимо для развития большинства его видов, утилизирующих фитопланктон, чтобы, в последствии на их базе произошло дальнейшее развитие организмов, питающихся детритом и органическими остатками — сапрофитов. По численности в сообществе зоопланктона преобладали ночесветка и коловратки рода *Synchaeta*. Средняя численность зоопланктона, по сравнению с другими периодами водности, была значительно выше, а биомасса — как в многоводный. Численно преобладала ночесветка, на долю которой приходилось 58,7 % по численности и 95,4 % по биомассе.

Средний по водности период. Водный сток составлял 257,5 км³. В отличие от маловодного периода, максимальные значения суммарного речного стока приходились на весенне-летний сезон. В декабре также отмечалось резкое увеличение поступлений пресной воды. Поскольку к весне шло постепенное нарастание величины речного стока, то уже в мае, когда он достиг максимальных значений, общая численность зоопланктона к этому времени также определялась самыми высокими значениями. Ночесветка достигала значительного развития спустя три месяца после наблюдавшегося пика речного стока и максимального нарастания евтрофирования. Среднегодовая численность зоопланктона в этот период была в 1,5 раза ниже, чем в маловодный и многоводный периоды, а биомасса несколько ниже. Минимальные значения численности приходились на весну. Летом численность возросла почти в 5 раз, а к осени опять наблюдалось ее снижение, но она оставалась выше, чем в весенний период. Как и в многоводный период, по численности преобладала ночесветка и составляла 76,8 % и 95,9 % по биомассе.

Многоводный период. Средний сток составлял 305,6 км³. Как и в другие периоды водности, внутри годовое распределение суммарного речного стока в северо-западную часть имело многовершинную кривую. Высокие показатели притока пресных вод приходились на весенние и весенне-летние месяцы. Развитие зоопланктона высоких значений достигало спустя 2–3 месяца после

максимального стока. Среднегодовая численность была меньше, чем в маловодный период, и выше, чем в средний. При этом биомасса была такой же, как в маловодный. В сообществе, как и в другие два периода, численное преобладание имела ночесветка (67,4 % по численности и 95,5 % по биомассе). Самые высокие показатели численности зоопланктона приходились на лето. Весной и осенью она находилась в одних пределах.

В общей численности и биомассе зоопланктона роль пресноводных и солоноватоводных видов в разные периоды водности была незначительной. В сезонном аспекте их значение также было неоднозначным. Наибольшая значимость их в общей численности зоопланктона во все периоды водности отмечалась весной.

ЛИТЕРАТУРА

1. Алмазов А.М. Гидрохимия устьевых областей рек. — Киев: Изд-во АН УССР, 1962. — 253 с.
2. Гаркавая Г.П., Богатова Ю.И., Буланая З.Т. Современные тенденции изменения гидрохимических условий северо-западной части Черного моря // Изменчивость экосистемы Черного моря. Естественные и антропогенные факторы. — М.: Наука, 1991. — С. 299-306.
3. Тимченко В.М. Гидрологические факторы формирования гидробиологического режима Дуная и лиманов северо-западного Причерноморья // Гидробиология Дуная и лиманов северо-западного Причерноморья. — Киев: Наук. думка, 1986. — С. 3-19.
4. Тимченко В.М. Абиотические компоненты экосистемы. Гидрологический режим // Днепровско-Бугская эстуарная экосистема. — Киев: Наук. думка, 1987. — С. 13-30.

УДК 582.26: 574 (262.5.05)

А.В. Рачинская, Е.А. Польченко

Одесский национальный университет, г. Одесса

ОБРАСТАНИЯ МИКРОСКОПИЧЕСКИМИ ВОДОРΟΣЛЯМИ ТВЕРДЫХ СУБСТРАТОВ ОДЕССКОГО ЗАЛИВА ЧЕРНОГО МОРЯ

Ценоз обрастаний микроскопическими водорослями твердых субстратов в Одесском заливе Черного моря в основном составляют диатомовые. Эти водоросли можно встретить в обрастаниях камней, различных искусственных предметов, погружаемых в воду. Число клеток водорослей на такого рода субстратах часто бывает огромным. Таким образом, роль бентосных диатомовых в жизни прибрежных вод очень велика [2].

Диатомовые водоросли служат основным источником пищи для бентосоядных рыб, а также многочисленных донных беспозвоночных, служащих в свою очередь кормом для более совершенных гидробионтов [3].

Результаты анализа качественных и количественных характеристик диатомовых водорослей довольно показательны в оценке степени загрязненности прибрежной зоны моря [2]. Эти водоросли в большей степени, чем фитопланктон, отражают условия, существующие в каждом конкретном месте водоема [4].

Исследования обрастаний микроскопическими водорослями твердых субстратов в прибрежной зоне Одесского залива проводились с марта 1994 по февраль 1995 г. в районах Аркадии, Нефтегавани и Лузановки. Пробы отбирали на твердых субстратах, в основном на бетоне. В районе Лузановки пробы отбирали на дереве и железе. Видовой состав обрастаний изучался с помощью светового микроскопа «Биолам» (ЛМО, Россия). Сбор и обработка материала осуществлялись по общепринятой методике [1].

За период исследований было обнаружено 107 таксонов водорослей. Диатомовые водоросли представлены 78 видами, что составляет 73,1% от общего числа видов, представляющих 2 класса, 5 порядков, 18 семейств и 31 род. Среди них преобладает класс Pennatophyceae. Класс Centrophyceae насчитывал 13 видов, относящихся к 3 порядкам: Thalassiosirales, Melosirales и Coscinodiscales. Центрические диатомеи составляли 16,6%, а пеннатные — 83,3% (65 видов) от общего числа диатомей.

Виды класса Pennatophyceae относятся к 2 порядкам: Araphales и Raphales. Порядок Araphales представлен 13 видами, что составляет 16,6% от общего числа пеннатных диатомей. Из этого порядка в обрастаниях преобладают виды рода Licmophora. На втором месте стоят виды рода Tabularia. Наиболее многочисленными являются семейства Naviculaceae (включающие 6 родов), Achnanthes (2 рода) и Nitzschiaceae (3 рода).

Из родов наиболее богаты видами Navicula и Nitzschia — по 13 видов. Роды Licmophora, Tabularia, Navicula, Nitzschia, Cocconeis, Achnanthes и Amphora составляют основу видовой состава обрастаний.

Кроме диатомовых, в микрофитобентосе встречались также представители других отделов водорослей. Так, сине-зеленые водоросли представлены 10 видами, что составляет 9,3% от общего числа обнаруженных видов. Наиболее многочисленны среди них виды рода *Oscillatoria*. Динофитовые водоросли составляют 9,3% от общего числа видов. Наиболее часто в обрастаниях встречаются виды родов *Hilea* и *Progocestrum*. Зеленые водоросли насчитывают 4 вида (3,7% от общего числа видов). Золотистые водоросли показаны всего 1 видом *Coccolithus huxleyi*.

В обрастаниях бетонных пирсов, деревянных и железных конструкций наиболее многочисленными были: *Licmophora gracilis*, *Navicula pennata* var. *pontica*, *Tabularia fasciculata*, *Achnanthes brevipes*, *Melosira moniliformis* var. *moniliformis*. Особенно интенсивно они развивались весной и осенью. *Licmophora gracilis* встречалась в массе весной. *Tabularia fasciculata* развивалась в основном весной и осенью. Почти круглогодично в обрастаниях встречалась *Navicula pennata* var. *pontica*. Летом наблюдалось развитие перидиниевых водорослей *Progocestrum micans* и *Peridinium triquetrum*.

Количественный анализ показал, что в марте наибольшая численность и биомасса наблюдались в районе Лузановки (2640,6 млн.кл./м⁻² и 5409,9 мг/м⁻² соответственно), наименьшие численность и биомасса — в районе Нефтегавани (548,1 млн.кл./м⁻²; 1331,4 мг/м⁻²).

В апреле количественные показатели возросли и составляли: в Нефтегавани — 3844,7 млн.кл./м⁻² и 18851,8 мг/м⁻²; в Аркадии — 3249,1 млн.кл./м⁻² и 10128,7 мг/м⁻². В Лузановке численность и биомасса микрофитобентоса уменьшились и равнялись 2358,1 млн.кл./м⁻² и 4365,9 мг/м⁻² соответственно. В мае произошло незначительное снижение количественных показателей в обрастаниях микроскопических водорослей. Наибольшее количество клеток отмечалось в районе Аркадии — 1755,1 млн.кл./м⁻², биомасса — 4076,0 мг/м⁻²; наименьшее — в районе Нефтегавани (53,2 млн.кл./м⁻²; 141,9 мг/м⁻²). В Лузановке численность и биомасса микроводорослей также снизились. В июне наименьшие численность и биомасса наблюдались в районе Аркадии: 10,2 млн.кл./м⁻² и 29,6 мг/м⁻² соответственно. В июле наименьшие численность и биомасса наблюдались в районе Нефтегавани (129,1 млн.кл./м⁻² и 162,6 мг/м⁻² соответственно). Наибольшими количественными показателями в этот период характеризовался район Лузановки (972,8 млн.кл./м⁻²; 1363,8 мг/м⁻²). Наименьшее количество клеток почти на всех станциях наблюдалось в августе. Общая численность в этот период колебалась от 41,5 (Лузановка) и 46,6 (Нефтегавань) до 473,0 (Аркадия) млн.кл./м⁻². Биомасса в этот период варьировала от 31,5 (Нефтегавань) и 41,0 (Лузановка) мг/м⁻² до 754,7 мг/м⁻² (Аркадия). В сентябре происходит постепенное увеличение численности и биомассы. В бентосе появляется *Navicula ramossima*. Численность в районе Нефтегавани составляла 1054,1 млн.кл./м⁻²; в Аркадии — 25,1 млн.кл./м⁻²; в Лузановке — 808,0 млн.кл./м⁻². Биомасса — 1152,0 мг/м⁻²; 62,0 мг/м⁻²; 708,7 мг/м⁻² соответственно. В октябре наименьшая биомасса наблюдается в районе Лузановки (82,5 мг/м⁻² при численности 2083,3 млн.кл./м⁻²), наибольшая — в районе Аркадии (2755,9 мг/м⁻² при численности 815,3 млн.кл./м⁻²). Доминирующими видами были: *Achnanthes brevipes*, *Licmophora gracilis*, *Melosira moniliformis* var. *moniliformis*, *Navicula halophila*. Появляются также *Nitzschia angularis* и *N. kuetzingiana*. В ноябре численность в районе Нефтегавани составляла 1116,7 млн.кл./м⁻², биомасса — 126,5 мг/м⁻². В районе Лузановки численность составляла 26,4 млн.кл./м⁻²; биомасса — 273,2 мг/м⁻².

Зимний период характеризовался невысокими значениями численности и биомассы микрофитобентоса. Так, в декабре в районе Аркадии численность составляла 20,9 млн.кл./м⁻², биомасса — 81,0 млн.кл./м⁻². В январе 1995 г. наименьшие численность и биомасса наблюдались в районе Лузановки: 30,9 млн.кл./м⁻² и 7,7 мг/м⁻² соответственно, Максимальные значения наблюдались в районе Нефтегавани (295,7 млн.кл./м⁻²; 935,9 мг/м⁻² соответственно). В феврале 1995 г. произошло увеличение численности и биомассы водорослей. Так, в районе Нефтегавани численность составила 1321,1 млн.кл./м⁻², биомасса — 1705,4 мг/м⁻².

Экологический анализ видового состава диатомовых обрастаний твердых субстратов районов Аркадии, Нефтегавани и Лузановки по отношению к солёности показал, что эти водоросли в основном являются полигалобами (34,6% от общего числа видов). Наблюдалось также значительное количество мезогалобов — 29,5%. Индифференты и галофилы встречались в количестве 14,1% и 15,4% соответственно. У 6,4% видов отношение к солёности нами не определено.

По географической принадлежности в данных районах доминируют бореальные виды (41,0% от общего числа видов). В значительном количестве встречались также мультизональные виды — 39,7%. Бореально-арктические виды составляли 3,9%. У 62,8% диатомей отношение к загрязнению не известно. 17,9% обнаруженных видов являются β-мезосапробами. К ним относятся *Achnanthes brevipes*, *A. longipes*, *Bacillaria paradoxa*, *Cocconeis scutellum* и другие. В данном районе насчитывается 14,1% α-мезосапробов. К ним относятся: *Amphora coffeaeformis*, *Cyclotella meneghiniana*, *Navicula cryptocephala*, *N. salinarum*, *Tabularia fasciculata* и другие. Процент олигосапробов составлял 5,2. К ним относятся: *Amphora pediculus*,

Cocconeis placentula, *Nitzschia sigma*, *Stenophora pulchella*. По отношению к активной реакции воды (рН) в Одесском заливе преобладают алкалифилы (78,2%), Индифференты составляют 6,4%.

Таким образом, максимальные численность и биомасса микрофитобентоса приходится на весенний и осенний периоды. Виды бентосных диатомей, обитающих в Одесском заливе Черного моря, являются, в основном, алкалифилами (78,2%), полигалобами (34,6%), бореальными (41,0%) и мультizonальными (39,7%). По отношению к загрязнению они являются в основном β- (17,9%) и α-мезосапробами (14,1%).

ЛИТЕРАТУРА

1. Вассер С.П., Кондратьева Н.В., Масюк Н.П. и др. Водоросли. Справочник. — К.: Наук. думка, 1989. — С. 170-188.
2. Гусяков Н.Е. Микрофитобентос // Руководство по методам биологического анализа донных отложений. — Л.: Гидрометеоздат, 1980. — С. 166 — 169.
3. Гусяков Н.Е. Диатомовые водоросли обрастаний Одесского побережья Черного моря: Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. — Одесса, 1978. — 22 с.
4. Карпезо Ю.И. Микрофитобентос Стенцовско-Жебриянских плавней // Тези доп. II зїзду гідроекологічного товариства України. — Київ, 1997. — Том 1. — С. 116.

УДК 581. 526. 323. 3 (477. 75)

С.Е. Садогурский

Никитский ботанический сад — Национальный научный центр УААН, г. Ялта

ИТОГИ ИЗУЧЕНИЯ МАКРОФИТОБЕНТОСА ЗАПОВЕДНИКА "ЛЕБЯЖЬИ ОСТРОВА" (ЧЁРНОЕ МОРЕ)

Сары-Булатские (Лебязьи) острова являются орнитологическим филиалом Крымского природного заповедника и входят в состав водно-болотных угодий, международного значения (Рамсарская Конвенция, 1971 г.). Единая аккумулятивная ракушечно-песчаная макроформа обособила от моря ряд мелководных (глубина 0,3-0,7 м) прибрежных лагун (рис.). Вследствие активных процессов берегообразования, степень изоляции лагун от моря постоянно изменяется. С 60-х гг. XX в. со стороны материкового берега установился приток пресной воды (воды рисовых полей и рыбообразных прудов). В результате минерализация воды в ряде акваторий снизилась. Сегодня она колеблется от 3-7 г/л в Андреевском лимане и опреснённой части Сары-Булатской лагуны, до 17 г/л в море и 44 г/л в солёном озере [1, 5]. С пресными водами в лагуны поступает большое количество илистых частиц. При сохранении связи с морем, в период зимних штормов они вымываются, а в случае полной изоляции лагуны — накапливаются в ней, способствуя обмелению [6].

В 1998-2000 гг. на 23 станциях нами проведено ботаническое обследование акваторий, прилегающих к заповеднику (см. рис.). Описаны пространственная структура, качественный и количественный состав сообществ макрофитобентоса, выполнен эколого-флористический анализ. Показано, что среди донной растительности доминируют многолетние зарослевые сообщества Charophyta и Magnoliophyta. Локально в море и в протоках отмечены участки с доминированием Rhodophyta и Phaeophyta, в лагунах — Chlorophyta [3]. Всего зарегистрировано 66 видов макрофитов, из них Magnoliophyta — 7 видов, Charophyta — 2, Chlorophyta — 24, Phaeophyta — 4, Rhodophyta — 29. Общий характер и пространственные изменения донной растительности и флоры определяются в первую очередь совокупным влиянием солёных морских вод и пресных вод, поступающих с материка. Установлено, что флористически бедные, но наиболее продуктивные и ценные в кормовом отношении сообщества Charophyta (биомасса до 11-12,5 кг/м²) сосредоточены в опреснённых акваториях. По нашему мнению, их прогрессивное развитие, вызванное опреснением, и обусловило отмеченный в 70-е гг. XX в. рост численности птиц, в частности пластинчатоклювых. Известно, что опреснение определило распространение тростниковых зарослей, образовавших "дельтовые" ландшафты, что способствовало формированию гнездового комплекса голенастых и появлению ряда редких и охраняемых видов орнитофауны [6]. С удалением от материкового берега, макрофитобентос постепенно утрачивает пресноводные и приобретает морские черты (исчезают Charophyta, увеличивается доля Rhodophyta и Phaeophyta на фоне увеличения видового разнообразия и относительного снижения биомассы растительности и т. д.). Существенное влияние на макрофитобентос оказывает орнитогенный фактор, выражающийся в выедании макрофитов и эвтрофировании мелководий. Выедание (и последующее

зарастание потрав) обуславливает мозаичность донной растительности лагун и в отдельные годы может вызывать её деградацию в ряде участков [5].

Результаты исследований позволяют прогнозировать динамику макрофитобентоса заповедника при различных вариантах развития экологической ситуации.

Экосистема заповедника не является в полном смысле природным образованием, а представляет собой результат антропогенной трансформации среды. При непереносимом условии сохранения связи лагунных водоёмов с морем, антропогенное поступление пресных вод способствует поддержанию экологического баланса, сложившегося на протяжении последних 30-35 лет в экосистеме "дельтового" комплекса. Это согласуется с природоохранными приоритетами резервата (охрана водоплавающих птиц и среды их обитания).

В ходе исследований нами выявлены следующие виды макрофитов:

Magnoliophyta: *Zostera marina* L., *Z. noltii* Hornem., *Potamogeton pectinatus* L., *Ruppia spiralis* L. ex Dumort., *R. maritima* L., *Zannichellia major* Boenn., *Najas marina* L.

Charophyta: *Chara aculeolata* Kütz., *Ch. canescens* Desv. et Lois.

Chlorophyta: *Pilinia rimosa* Kütz., *Ulvella lens* (Crouan) Crouan, *Pringsheimiella scutata* (Reinke) Marschew., *Bolbocoleon piliferum* Pringsh., *Entocladia viridis* Reinke, *Ulothrix flacca* (Dillw.) Thur, *U. implexa* (Kütz.) Kütz., *Enteromorpha prolifera* (O. Müll.) J. Ag., *E. linza* (L.) J. Ag., *E. clathrata* (Roth) Grev., *E. intestinalis* (L.) Link., *E. maeotica* Pr. — Lavr., *Chaetomorpha aërea* (Dillw.) Kütz., *Ch. linum* (Müll.) Kütz., *Ch. capillaris* Kütz. Börg., *Ch. zernovii* Woronich., *Cladophora sericea* (Huds.) Kütz., *C. glomerata* (L.) Kütz., *C. albida* (Huds.) Kütz., *C. laetevirens* (Dillw.) Kütz., *C. dalmatica* Kütz., *C. fracta* (Vahl) Kütz., *C. siwaschensis* C. Meyer, *Bryopsis hypnoides* Lamour.

Phaeophyta: *Phaeostroma bertoldii* Kuck., *Ralfsia verrucosa* (Aresch.) J. Ag., *Stilophora rhizodes* (Ehrh.) J. Ag., *Sphacelaria cirrhosa* (Roth) Ag.

Rhodophyta: *Asterocytis ramosa* (Thw.) Gobi, *Erythrotrichia carnea* (Dillw.) Kütz., *Acrochaetium thuretii* (Born.) Coll. et Herv., *Kylinia parvula* (Kylin) Kylin, *Peyssonnelia dubyi* Crouan, *Lithothamnion lenormandi* (Aresch.) Foslie, *Melobesia farinosa* Lamour., *M. lejolisii* Rosan., *M. minutula* Foslie, *Phyllophora nervosa* (DC.) Grev., *Ceramium tenuissimum* (Lingb.) J. Ag., *C. diaphanum* (Lightf.) Roth., *C. rubrum* (Huds.) Ag., *C. pedicellatum* (Duby) J. Ag., *Callithamnion corymbosum* (J. E. Smith) Lyngb., *Dasya pedicellata* (Ag.) Ag., *Dasyopsis apiculata* (Ag.) A. Zin., *Polysiphonia spinulosa* Grev., *P. subulifera* (Ag.) Harv., *P. denudata* (Dillw.) Kütz., *P. nigrescens* (Dillw.) Grev., *P. opaca* (Ag.) Zanard., *Alsidium corallinum* Ag., *Lophosiphonia obscura* (Ag.) Falkenb., *Chondria tenuissima* (Good. et Wood.) Ag., *Laurencia paniculata* J. Ag., *L. hybrida* (DC.) Lenorm., *L. obtusa* (Huds.) Lamour., *L. pinnatifida* (Gmel.) Lamour.

Выделенные виды водорослей, впервые указаны для флористического района Чёрного моря "Каркинитский залив". Номенклатура видов Chlorophyta, Phaeophyta и Rhodophyta дана по А. Д. Зиновой [2], Magnoliophyta — по С. К. Черепанову [7].



Рис. Картограмма района исследований

- 1-23 — станции отбора проб и их порядковые номера
- - рисовые чеки
- - рыборазводные пресные водоёмы
- ↗ ↘ — места сброса пресных вод в акватории лагун

ЛИТЕРАТУРА

1. Жерко Н. В. Геохимический фоновый мониторинг заповедника "Лебяжьего острова" // Мат. науч.-практич. конф. «Состояние природных комплексов Крымского природного заповедника и других заповедных территорий Украины, их изучение и охрана. — Алушта, 1998. — С. 26-28
2. Зинова А. Д. Определитель зеленых, бурых и красных водорослей Южных морей СССР. — М.-Л.: Наука, 1967. — 400 с.
3. Садогурский С. Ю. Видовой склад макрофитобентосу Сары-Булатської лагуни (заповідник "Лебедині острови") // Мат. всеукр. загальнонауков. та наук.-практ. конф. «Заповідна справа в Україні на межі тисячоліть» — Канів, 1999. — С. 151-157.
4. Садогурский С. Е. К изучению макрофитобентоса акваторий, прилегающих к Сары-Булатским островам // Конфер. молод. учёных "Понт Эвксинский 2000". — Севастополь, 2000. — С. 57-58.
5. Садогурский С. Е. К изучению макрофитобентоса заповедника "Лебяжьего острова" (Чёрное море) // Труды Никит. ботан. сада. — Ялта, 2001. — Т. 120. — С. 131-139.
6. Тарина Н. А., Костин С. Ю., Багрикова Н. А. Каркинитский залив // Численность и размещение гнездящихся околоводных птиц в водно-болотных угодьях Азово-Черноморского побережья Украины. — Мелитополь — Киев: Бранта, 2000. — С. 184-208.
7. Черепанов С. К. Сосудистые растения России и сопредельных государств (в пределах бывшего СССР). — СПб: Мир и семья, 1995. — 992 с.

УДК 574.5(477)

И.И. Серобаба

Южный НИИ морского рыбного хозяйства и океанографии, г. Керчь

ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ОСНОВЫ СОХРАНЕНИЯ ПРОМЫСЛОВОЙ БИОТЫ МОРСКИХ ЭКОСИСТЕМ УКРАИНЫ

Морские экосистемы Азово-Черноморского бассейна и их природные богатства для европейского сообщества имеют огромное значение. Особую ценность представляют водные живые ресурсы, с использованием которых тесно связаны интересы различных секторов экономики всех причерноморских стран. Стремление к гармонизации и экологической совместимости всех направлений природопользования требует регулярной информации о современном состоянии ресурсов, в том числе возобновимых, к каковым относится промысловая биота Азовского и Черного морей, а также об условиях, определяющих формирование промысловой продуктивности этих морей.

Некогда достаточно продуктивное Черное и высокопродуктивное Азовское моря, несмотря на свою экологическую уязвимость, объясняющуюся ограниченной связью с Мировым океаном, отсутствием приливов, зависимостью от речного стока, сероводородным заражением и относительно низким (по сравнению со Средиземным морем) видовым разнообразием*, для всех стран Азово-Черноморья являлись и являются важным источником получения продукции различного назначения.

Вылов рыбы и морепродуктов только украинскими рыбаками в восьмидесятых годах XX столетия превышал 200 тыс. т. Общая добыча морских гидробионтов всех стран Азово-Черноморского бассейна в то время достигала 600 и более тыс. т. Однако современный вылов украинскими рыбаками едва превышал 50 тыс. т. Главными причинами снижения вылова являются последствия слабо регулируемого промысла, результаты других форм хозяйственной деятельности, общая геополитическая ситуация на бассейне, а также развал и стагнация экономики стран бывшего социалистического сообщества. После изменения юрисдикции и принятия ряда международно-правовых актов, связанных с регламентацией природопользования, защитой природных сообществ и восстановлением морских экосистем Азово-Черноморского бассейна, весьма актуальным является современный анализ состояния и определения перспектив использования биологических ресурсов, эксплуатация которых служит частью стратегических программ обеспечения продовольственной безопасности населения.

Основу промысловой биоты морских экосистем рассматриваемого бассейна составляют рыбы, которые являются главной составляющей исторически сформированного биологического комплекса. Помимо рыбных ресурсов значительный интерес для рыбохозяйственной деятельности представляет достаточно многочисленный и разнородный по составу промысловый комплекс беспозвоночных животных (мидии, рапана и др.) и растительного ценоза — макрофиты и морские травы (филлофора, цистозира, зостера и др.).

В последние десятилетия, несмотря на национальные и международные декларации о несомненном приоритете рационального природопользования и защиты морских экосистем Азово-

*В Черном море обитает не более 2200 видов животных (в т.ч. рыб около 200 видов), в Средиземном море — более 8000 видов животных, из них более 500 видов рыб [2, 3, 4].

Черноморського басейна, происходит прогрессирующее ухудшение природной среды и условий обитания биоты. Принимая на себя чрезвычайную техногенную нагрузку, в сочетании с комплексом природных трансформаций, экосистемы Азовского и Черного морей претерпевают значительные изменения [1, 5]. На фоне общеэкологических коллизий и преобразований абиотической части меняется структура биоты, вселяются новые виды животных, наблюдается перестройка экологических связей сообществ и возникают социально-экономические проблемы.

Главная технократическая ответственность за общий экологический негатив ложится на такой мощный вид хозяйственной деятельности, как антропогенный отъем пресного стока. Именно он, корректируемый атмосферными процессами и солнечной активностью, принципиально изменил экосистему Азовского моря и на порядок снизил рыбопромысловую продуктивность, а также обусловил подъем границы анаэробных вод и дополнительную эвтрофикацию фотического слоя Черного моря. Определенный ущерб экосистемам обоих морей, включая непосредственное влияние на биоту, наносят загрязнения, приносимые народнохозяйственными и бытовыми сбросами. На состоянии отдельных видов морских живых ресурсов сказывается чрезмерно интенсивный и недостаточно регулируемый промысел.

Антропогенное воздействие, в первую очередь, отразилось на запасах донных беспозвоночных и водорослей, а также на общей структуре донных биоценозов. В результате периодических заморозов донной фауны на мелководьях продуктивных зон, обусловленных суммарным воздействием эвтрофикации, дампинга, промышленно-бытовых стоков и прямого воздействия донного тралового промысла, наблюдается катастрофическое снижение запасов мидий и деградация полей филлофоры.

Загрязнение литорали, предустьевых и шельфовых вод, а также другие формы хозяйственной деятельности привели к снижению численности кефалей, окуневых, бычковых и др. Практически прекратились миграции крупных хищных рыб (луфарь, скумбрия, пелагида) из Мраморного моря. Уменьшились запасы осетровых, камбаловых, сократилась численность дельфинов.

В связи с биологическим загрязнением, связанным с вторжением одного из представителей экзотической морской фауны из Атлантики — гребневика рода *Mnemiopsis*, который подорвал кормовую базу планктонофагов и потребляет икру и личинок пелагофильных рыб, резко сократились запасы наиболее массовых пелагических объектов промысла — хамсы, тюльки и ставриды. Падение запасов этих рыб, которые традиционно определяли объем вылова на бассейне, вызвало коллапс промысла.

К середине 90-х годов в Азовском и Черном морях наметилось восстановление сырьевой базы рыб. Оно вызвано стабилизацией на меньшем уровне биомассы гребневика мнемипсиса, а также сокращением количества промысловых усилий и интенсивности загрязнения прибрежных вод. Большой вклад в дело увеличения промысловой продуктивности морских экосистем Азово-Черноморского бассейна внесли украинские и российские ученые, проводя протекционную политику регулирования рыболовства, а также успешно акклиматизировавшие на бассейне дальневосточную кефаль пиленгас (*Mugil souiy*), который полностью здесь натурализовался и стал одним из перспективных объектов промысла и товарного выращивания. В связи с тем, что, начиная с 1997 г., сначала в Черном, а затем в Азовском морях наблюдается развитие нового гребневика вселенца рода *Vegea*, который в Атлантике является естественным врагом гребневика мнемипсиса и эффективно снижает его численность, появились оптимистические предпосылки к улучшению условий обитания основных объектов промысла — массовых пелагических рыб.

Исходя из современного состояния популяций рыб и других гидробионтов, а также условий их обитания общий допустимый улов морских промысловых объектов Азово-Черноморского бассейна по оценкам специалистов ЮгНИРО, с учетом обеспечения принципов рационального рыболовства, может составить 400-450 тыс. т. При этом на долю беспозвоночных животных и водорослей приходится не более 6-7 тыс. т.

В целом для сохранения живых ресурсов, рационального их использования и поддержания наметившихся тенденций восстановления отдельных компонентов промысловой биоты необходимо применение энергичных мер по снижению антропогенного воздействия на морские экосистемы и их восстановлению. С учетом трансграничности экологических проблем требуются научно-организационные усилия не только на национальном, но и международном уровне. Это позволит обеспечить устойчивое развитие природных экосистем Азово-Черноморья.

ЛИТЕРАТУРА

1. Брянцев В.А. Некоторые особенности функционирования черноморской экосистемы в условиях влияния природных и антропогенных факторов // Тез. докл. 2-го з'їзду гідроекологічного товариства України. — Київ. 1997. — С. 189-191.
2. Зайцев Ю.П. Самое синее в мире. — Нью-Йорк: Издательство ООН, 1998. — 142 с.
3. Расс Т.С. Ихтиофауна Черного моря и некоторые этапы ее истории // Ихтиофауна черноморских бухт в условиях антропогенного воздействия. — Киев: Наук. думка. — 1993. — С. 6-16.

4. Сергеева Н.Г., Заика В.Е. Биоразнообразие в морских экосистемах у берегов Крыма // Вопросы развития Крыма. — Симферополь: СОИАТ, 1999. — Вып. II. «Биологическое и ландшафтное разнообразие Крыма: проблемы и перспективы». — С.105-106.
5. Zaitsev Yu.P., Mamaev V.A. Biological diversity in the Black Sea. — New York: United Nations Publications. — 1997. — 208 p.

УДК 591.524.11(262.5)

И.А. Синегуб, А.А. Рыбалко

Одесский филиал Института биологии южных морей НАН Украины, г. Одесса

СОСТОЯНИЕ МАКРОЗООБЕНТОСА ОДЕССКОГО РЕГИОНА ЧЕРНОГО МОРЯ В ПЕРИОД 1994-1999 гг.

Одесский регион находится под влиянием стока Днепро-Бугского лимана. На его берегах расположены г. Одесса и три крупных морских порта — Одесский, Южный и Ильичевский. Площадь региона составляет около 150 км².

Материалом для работы послужили результаты 10 съемок донной макрофауны, проведенных в мае и августе — сентябре 1994 — 1999 гг. Станции выполняли по стандартной сетке в диапазоне глубин 6 — 25 м. Пробы отбирали дночерпателем Петерсена площадью захвата 0,1 м². Обработку собранного материала полученных результатов проводили по стандартным методикам.

На глубине 6 — 25 м разнообразие фауны было в 2 раза ниже, чем в прибрежной зоне региона на глубине 0 — 4 м [2]. Нами зарегистрированы 53 вида (червей — 16, моллюсков — 12, ракообразных — 21, прочих — 4). Бентос характеризуется постоянством качественного состава — коэффициент сходства видов по Серенсону между съемками в 80 % случаев составлял 0,71 — 0,92. В соответствии с характером донных отложений количественные показатели фауны на станциях были распределены крайне неравномерно. Как правило, максимальные значения численности и биомассы были приурочены к ракушечно-песчаным грунтам с небольшой степенью заиления, которые залегают на глубине до 10 м. На илах с незначительной примесью песка и ракуши, занимающих центральную часть региона, состав донной фауны был беднее, а плотность и, особенно, биомасса в большинстве случаев на 1 — 2 порядка ниже, чем на ракушечно-песчаных грунтах. Средние показатели бентоса в отдельные съемки варьировали в таких пределах (табл. 1).

Таблица 1

Динамика показателей макрозообентоса Одесского региона в 1994 — 1999 гг.

Дата съемки	Кол-во станций	Средняя глубина, м	Количество видов		Численность, экз.м ⁻²	Биомас-са, г.м ⁻²
			все-го	среднее на 1-й станции		
1994 г., май	18	14,3	32	10	1936	1087,5
1994 г., август	27	15,6	13	3	1191	824,4
1995 г., май	28	15,7	29	6	1181	572,7
1995 г., август	26	15,5	31	8	2001	1001,0
1996 г., май	28	15,5	32	7	1621	1504,1
1996 г., сентябрь	27	15,5	29	7	1366	636,1
1997 г., сентябрь	28	15,8	38	10	3546	1918,6
1998 г., май	28	15,8	41	9	3299	991,1
1998 г., август	22	15,7	41	9	2065	1052,8
1999 г., сентябрь	28	16,1	34	9	2259	1246,8
Среднее	26	15,6	32	8	2057	1087,4

Наиболее низкие их значения отмечены во время замора в августе 1994 г. [1]. По сравнению с дозаморным периодом, качественный состав фауны претерпел большие изменения, чем ее численность и биомасса: количество видов уменьшилось с 32 до 13 (червей с 10 до 8, моллюсков — с 7 до 4, ракообразных — с 13 до 1, прочих — с 2 до 0). По этой причине коэффициент сходства видов между съемкой в августе 1994 г. и другими составил 0,44 — 0,58. Восстановление донной фауны произошло довольно быстро и уже в августе 1995 г. ее показатели достигли дозаморных значений.

На протяжении 9 съемок встречены представители более 20 видов, но только 9 из них — черви *Nereis succinea* Leuckart, *Polydora ciliata limicola* Annenkova, *Heteromastus filiformis* (Claparede), *Melinna palmata* Grube, моллюски *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, *Cerastoderma glaucum* Poiret, *Mya arenaria* L., ракообразные *Balanus improvisus* Darwin, *Microdeutopus gryllotalpa* A.Costa. — постоянно или периодически имели встречаемость более 50 %.

Среди основных систематических групп по численности в отдельные съемки преобладали моллюски (19,5-79,5 %) и черви (20,0-53,7 %), по биомассе (97,7-99,7 %) — моллюски. Мидия, представленная особями длиной до 55-60 мм, составляла 92,9-98,4 % биомассы. По численности (в среднем 51,7 %) доминировали мелкие моллюски длиной до 20 мм. Среди трофических групп по численности лидировали детритофаги (19,7-63,2 %) и сестонофаги (23,5-80,0 %), по биомассе (97,9-99,5 %) — сестонофаги. Индекс однообразия пищевой структуры на протяжении всех съемок был очень высоким — 0,95-0,99.

В районе исследования выделены 6 типов донных биоценозов (табл. 2). Биоценоз мидии занимает значительные площади на ракушечно-песчаных и илистых грунтах вдоль северных и западных берегов, а также в центральной части региона. Он отличается разнообразием фауны, ее высокими численностью и биомассой, которые в конечном итоге определяют качественные и количественные характеристики макрозообентоса всего региона. Биоценоз *Mya arenaria*, по сравнению с дозаморным периодом, занимает меньшую площадь на илах центральной части. Биоценозы *Melinna palmata* и *Cerastoderma glaucum* встречаются локальными участками и регистрируются не в каждую съемку. Биоценозы *Nereis succinea* и *Heteromastus filiformis* отмечены во время и после замора на илах грунтах центральной части. Начиная с 1997 г., биоценоз гетеромастуса нами не отмечается.

Таблица 2

Сравнительная характеристика показателей макрозообентоса в донных биоценозах Одесского региона в 1994 — 1999 гг.

Руководящий вид биоценоза	Кол-во станций	Глубина, м	Количество видов		Численность, экз.м ⁻²	Биомас-са, г.м ⁻²
			всего	среднее на 1-й станции		
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	101	6 — 24	48	12	3797	2740,8
<i>Mya arenaria</i>	33	8 — 25	35	7	1259	87,8
<i>Cerastoderma glaucum</i>	11	9 — 23	16	6	725	39,7
<i>Melinna palmata</i>	3	16 — 17	19	6	1267	29,5
<i>Nereis succinea</i>	74	8 — 24	37	6	1112	31,5
<i>Heteromastus filiformis</i>	37	8 — 24	11	3	432	3,7

На основании полученных результатов можно полагать, что макрозообентос Одесского региона в период 1994 — 1999 гг. находился в удовлетворительном состоянии, так как флуктуации численности и биомассы не выходили за пределы их естественных колебаний — максимальные средние плотность и биомасса в отдельные съемки не превышали их минимальных значений более чем в 3 раза.

Относительно стабильной была и сама структура бентоса — состав и соотношение характерных, второстепенных и случайных видов, систематических и трофических групп, индекс однообразия пищевой структуры, степень доминирования биомассы мидии. Изменение качественного состава происходило исключительно за счет случайных видов, биомасса которых не превышала 2,0 % всей фауны. Можно предположить, что в ближайшие годы значительные изменения макрозообентоса Одесского региона не произойдут.

ЛИТЕРАТУРА

1. Зайцев Ю.П., Александров Б.Г., Воробьева Л.В. и др. Биологический контроль за состоянием экосистемы Одесского залива // Тр. Междунар. науч.-практ. конф. «Экологические проблемы Одесского региона и их решение». — Одесса, 1995. — С. 103-107.
2. Каминская Л.Д., Алексеев Р.П., Иванова Е.В., Синегуб И.А. Донная фауна прибрежной зоны Одесского залива и прилегающих районов в условиях гидростроительства // Биология моря. — Киев, 1977. — Вып. 43. — С. 54-64.

УДК 574.63

И.А. Скрипник, Е.В. Кирсанова

Одесский филиал ИнБЮМ НАН Украины, г. Одесса

ПЕРВИЧНАЯ ПРОДУКЦИЯ В СЕВЕРО-ЗАПАДНОЙ ЧАСТИ ЧЕРНОГО МОРЯ

Базисная роль фитопланктона в формировании биопродуктивности и кислородного режима морских экосистем определяет актуальность исследований пространственного и сезонного распределения первичной продукции и ее временной изменчивости в ходе средовых трансформаций исследованных

акваторий. По стандартной схеме станций, принятой в Одесском отделении ИнБИОМ НАН Украины в 1989 году проводились систематические сезонные комплексные съемки в Одесском заливе и прилегающих акваториях (от Григорьевского до Сухого лиманов), как наиболее подверженных антропогенному прессу. Первичная продукция (ПП) — скорость образования органического вещества оценивалась стандартным скляночным методом в кислородной модификации. Показателем применимости кислородного метода оценки ПП явилось то, что содержание хлорофилла “а” в исследуемых акваториях было $>1\text{мг/л}$. Количество выделенного кислорода определялось стандартным методом Винклера. Экспозиция — 4 часа. Концентрация фотосинтетических пигментов определялась стандартным спектрофотометрическим методом [4].

Согласно классическим представлениям о продуктивности Черного моря в нем выделяют два района — северо-западное мелководье, находящееся под влиянием материкового стока и открытые районы с более низкими продукционными характеристиками. [3]. Анализ результатов исследований по оценке потенциала первичного продуцирования в северо-западной части Черного моря, проведенных в 60-80 гг. показал, что уровень ПП в прибрежной части северо-западной части лежит в диапазоне $0,05\text{-}3,0\text{ г С/м}^2$ сутки, а мористой части снижается до $0,1\text{-}0,3\text{ г С/м}^2$ [5,6,7]. Большинство авторов подчеркивает тенденцию к эвтрофированию северо-западной части Черного моря и констатирует рост биомассы и численности фитопланктона в 80-90 — е годы. В противовес этому мнению приводились расчетные данные о возможном подавлении фотосинтетических процессов, в ходе эвтрофирования прибрежных акваторий. [1].

По результатам съемок 1989- 1997 г.г исследованные акватории следует отнести к высокотрофным, уровень первичного продуцирования в которых, колеблется в достаточно широких пределах. В настоящей работе анализируются результаты изучения процесса первичного продуцирования в 1998-2000 гг. В эти годы в связи со снижением антропогенных сбросов, наблюдается некоторое улучшение абиотических и биотических характеристик исследованных акваториях [2]. Сезонная динамика первичной продукции, характеризуется увеличением величин продукции к осени, спадом к апрелю, увеличением к маю и в 1999, к августу. В указанные годы в ходе изучения пространственного распределений ПП получены результаты, свидетельствующие о разграничении процессов продуцирования фитопланктона в прибрежных и мористых зонах исследуемых акваторий. Протекание процессов в прибрежных акваториях определяется, в основном, высокими деструкционными показателями морской воды в районе Одессы особенно в летне-осенний период. Показатели деструкции, превышающие уровень продукции свидетельствуют о высокой численности и активности бактериопланктона, и большом притокеalloхтонного органического вещества. Кроме этого, летний планктон характеризуется доминированием комплекса пиридиниевых видов водорослей, которые в условиях избытка органических веществ обладают способностью перехода на гетеротрофное питание, что также ведет к уменьшению количества кислорода в среде. При этом следует учитывать ограничения накладываемые, применяемым нами, кислородным методом определения ПП, на измерение продукционных характеристик собственно фитопланктонных сообществ. Продукционные процессы в мористых участках северо-западного шельфа при абсолютных высоких показателях выровнены, и максимальная величина ПП в 1998 году достигает величины $0,9\text{ г-с/м}^3$ в поверхностном горизонте и $0,72\text{ гС/м}^3$ в придонном горизонте, а в 1999 г. $0,98\text{ гС/м}^3$ в поверхностном горизонте и $2,5\text{ гС/м}^3$ в придонном. Анализ материалов съемок показал, что диапазон колебаний уровня ПП ($0\text{-}2\text{ — }2,5\text{ гСм}^{-3}$ сутки-1) обусловленный не только сезонной изменчивостью, но и неоднородностью пространственного распределения фитопланктона. Локально ПП достигает значительных величин ($1,2\text{-}2,2\text{ г.С м}^{-3}$ сутки-1). При этом, пространственное распределение хлорофилла “а” отличается меньшей пятнистостью, чем ПП. Содержание хлорофилла “а” колеблется от $0,6$ до $4,4\text{ мг/м}^3$. В ряде случаев происходит несовпадение величин ПП и содержания хлорофилла “а”. Сезонная динамика фотосинтетических пигментов обусловлена, как видовым составом фитопланктона, так и зрелостью фитопланктонных сообществ. Старение фитопланктонных сообществ, как известно приводит к увеличению содержания хлорофилла “с” и феофитина. Процесс первичного продуцирования в северо-западной части Черного моря в настоящий период, когда пресс антропогенного загрязнения ослаб, и не подавляет жизнедеятельность фитопланктона, в некоторой степени, ограничивается подводной инсоляцией. Усредненные величины продукции по всей исследованной акватории, показывают более высокий уровень продуцирования в поверхностных горизонтах. Особенно эта тенденция проявляется в приустьевых районах Днестра и Дуная, где потенциал ПП ограничен мутностью вод. Полученные результаты в сопоставлении с многолетними данными приводят к заключению, что потенциал первичного продуцирования практически не ограничен уровнем биогенного питания, что находит свое подтверждение в ходе гидрохимических исследований проводившихся во время комплексных съемок и свидетельствующих об избытке органического вещества природного и антропогенного происхождения;

избытке фосфора, стимулирующего процессы фотосинтеза; преобладание легкоусвояемых органических форм азота над минеральными формами. В настоящее время прибрежные акватории сохраняют признаки эвтрофных. Дальнейшее увеличение поступления биогенных элементов в Одесский залив до уровня доз подавляющих фотосинтез, может привести к снижению уровня фотосинтеза и уменьшению величин ПП, что на фоне интенсивных деструкционных процессов и перестройки метаболизма фитопланктонных комплексов также следует классифицировать как негативный процесс. Мористые акватории, в отличие от прибрежных, при снижении антропогенного пресса загрязняющих веществ функционируют пропорционально поступающим биогенным веществам, и в целом описываются показателями продуктивности характерными для фитопланктонных сообществ в продуктивных акваториях.

ЛИТЕРАТУРА

1. Грузов Л.К., Маштакова Г.П. Ретроспективный анализ первичной продуктивности пелагиали северо-западной части Черного моря // Экология моря. — 1983. — Вып.13. — С.27-35.
2. Доценко С.А., Рясинцева Н.И., Савин П.Т., Саркисова С.А. Специфические черты гидрологического и гидрохимического режимов и уровень загрязнения прибрежной зоны моря в районе Одессы // Исследования шельфовой зоны Азово-Черноморского бассейна. — Севастополь: Из-во МГИ НАНУ, 1995. — С. 31-43.
3. Кондратьева, Т.М. Первичная продукция фитопланктона в Черном море / Комплексные исследования Черного моря. — Севастополь: МГИ АН УССР, 1979. — С. 151-161
4. Руководство по методам биологического анализа морской воды и донных отложений. — Л.: Гидрометиздат, 1980. — С. 106-122.
5. Сорокин Ю.И. Черное море. — М.: Наука, 1982. — С. 43-80.
6. Федоров В.Н. О методах изучения фитопланктона и его активности — М.: МГУ, 1979. — 197 с.
7. Финенко З.З. Первичная продукция южных морей Вопросы биоокеанографии. — Киев: Наук. думка, 1967. — С. 69-74.

УДК [574.585:262.5]

Л.М. Теренько, А.В. Курилов

Одесский филиал Института биологии южных морей им. А. О. Ковалевского НАН Украины, г. Одесса

“КРАСНЫЕ ПРИЛИВЫ” В ОДЕССКОМ ЗАЛИВЕ ЧЁРНОГО МОРЯ

Под “красным приливом” понимают любое визуально наблюдаемое изменение цвета воды на поверхности моря при массовом размножении микроскопических организмов (примерно 200 видов), населяющих толщу воды. — водорослей, инфузорий, бактерий и грибов [3]. Цвет воды при “цветении” моря может быть разнообразным: от всех оттенков красного, коричневого, жёлтого и зелёного до синего и серого, возможны и сочетания цветов; всё зависит от окраски организмов, вызывающих “цветение”.

Несмотря на довольно полную изученность “цветений” воды в северо-западной части Чёрного моря [5], “красные приливы” зарегистрированы и описаны в единичных случаях [1,4,6,8,9]. За последние два года в прибрежной зоне Одесского залива зафиксированы два подобных явления. Так, с конца марта до конца апреля 1999 г. вода вдоль всего побережья залива имела очень низкую прозрачность и вишнёво-бурую окраску, наибольшая интенсивность которой пришлось на начало апреля. Причиной этого явления стало массовое развитие инфузорий (до 160 млн. экз./м³), наблюдавшееся на фоне характерного для этого времени года массового развития фитопланктона. Максимум численности (110 млн. экз./м³) пришёлся на необычно мелкую форму инфузории *Myrionecta rubra* Small & Lynn (= *Mesodinium rubrum* Lachm.) [9].

Характерно, что данному “красному приливу” предшествовали сильные паводки на реках бассейна Днепра и Днестра, имевшие место с ноября по февраль, связанные с обильными осадками и тёплой зимой. Явление “красного прилива”, наблюдавшееся в Одесском заливе в октябре-ноябре 2000 года было вызвано массовым развитием динофитовой водоросли *Gymnodinium sanguineum* Hirasaka (= *G. splendens* Lebour) и инфузории *Myrionecta rubra* (обычная форма) одновременно. Начало его зарегистрировано в северной части Одесского порта, в районе Нефтегавани в виде локальных пятен, которые затем распространились по всему мелководью Одесского залива. Высокая плотность клеток и интенсивность буровато-красного цвета поверхности воды сохранялись в течение месяца. “Красному приливу” по времени предшествовала заморная ситуация, которая наблюдалась во второй половине июля и начале августа вдоль всего северо-западного побережья Чёрного моря на расстоянии до 90-100 км. Продолжительные сгонные ветры юго-западного, западного и северо-западного направлений привели к достаточно устойчивому сгону поверхностной воды в открытое море и подход к берегам глубинной холодной воды с низким содержанием кислорода и присутствием сероводорода.

Отбор проб непосредственно в зоне красных пятен в силу ряда причин оказался невозможным, однако фоновые концентрации организмов оказались довольно высокими: 600-780 тыс. кл./л, 55,0-70,0 г/м³ для *G. sanguineum* и 46-50 тыс. экз./л, и 0,92 г/м³ для *M. rubra*. При этом после интенсивного перемешивания пробы, в течение 10 минут инфузории концентрировались у поверхности, образуя хорошо видимый невооружённым глазом слой красного цвета, что, вероятно, является причиной образования пятен на поверхности воды. По данным Н.И. Туманцевой [8], численность инфузорий в пятнах достигает величин порядка 4-250 млн кл./л, при биомассе 70-350 г/м³. *Gymnodinium sanguineum* — крупная микрoplанктонная динофитовая водоросль 64-99 мкм дл., 58-64 мкм шир., средний вес клетки 74-90 · 10⁻⁶ мг, обладающая многочисленными ярко окрашенными хроматофорами.

Для этого вида характерны две формы: летняя — более мелкая и осенняя — крупная. Следует отметить, что отдельные клетки *Gymnodinium sanguineum* отмечались в планктоне в течение зимнего периода 2000-2001 года (t воды 3-4 °C), а в районе о. Змеиный в конце марта наблюдалось довольно значительное количество клеток, находящихся в стадии деления (t = 8,7-8,9 °C, S = 14,4‰). Этот вид довольно широко распространён и в причерноморских лиманах. Так, в 1955 г. отмечалось “цветение” воды в Сухом и Шаболатском лиманах [2], вызванное массовым развитием этого вида (более 1 млн. кл/л). В последнее время довольно часто встречается в массовом количестве в открытых участках северо-западной части Чёрного моря (S = 16,7-17,8 ‰) [7]. Во время “красного прилива” наблюдалось свечение воды в прибрежной зоне, вызванное способностью клеток *G. sanguineum* к биолюминесценции. Согласно классификации Киселёва этот вид относится к эвригалинным видам, оптимальная солёность — 9,7-12 ‰, однако, встречается в море и при более высокой солёности (18 ‰).

Myrionecta rubra — инфузории, содержащие эндосимбионтных криптоноад, также относятся к организмам, переносящим широкий диапазон температуры и солёности. Как компонент микрoplанктона отмечены и в пресных и в океанических водах и известны как организмы “красного прилива” [10]. В Одесском заливе нами обнаружено несколько отличающихся по морфологии и размерам разновидностей этого вида (цикломорфоз?), развитие которых приурочено к различным сезонам года [9].

Причиной “красного прилива” могут быть множественные взаимодействия оптимальных физических, химических и биологических факторов среды [3,8,9]. В продуктивной эвтрофной зоне морского побережья, где питательные вещества водной толщи и донных отложений не лимитируют массового развития фитопланктона, физические факторы становятся определяющими и начало “красного прилива” в значительной степени зависит от гидрологической и метеорологической обстановки [3]. Обладая высокой конкурентоспособностью по типу питания (миксотрофы) и адаптационными способностями к опреснению, вышеуказанные виды способны развиваться в массе в прибрежной зоне с часто меняющимися гидрологическими условиями среды. Интересен тот факт, что

M. rubra и *G. sanguineum* часто оказываются сопутствующими друг другу видами. Анализ 23 проб планктона, в которых отмечены эти организмы, показал довольно высокую степень сходства между пробами по этим двум видам (индекс Чекановского = 0,767). По всей вероятности, они используют один и тот же пищевой ресурс (определённый комплекс биогенов). Индекс Пианки, применяемый для оценки степени перекрывания экологических ниш составил 0,817, что можно трактовать как наличие конкуренции между этими видами. В пользу этого свидетельствует и наблюдаемое разделение видов в пространстве (вертикальное распределение). Последнее обстоятельство, вероятно, позволяет сосуществовать *M. rubra* и *G. sanguineum* и развиваться при определённых условиях до масштабов “красного прилива”.

Что касается токсичности *G. sanguineum* (*M. rubra*, согласно литературным данным [10] к таковым не относится), то этот вопрос до конца не изучен, однако, ни одно интенсивное “цветение” воды безвредным назвать нельзя: помимо непосредственного воздействия на качество водной среды (содержание кислорода, продукты метаболизма) и жизнедеятельность гидробионтов (забивание жабр), отмирающая масса организмов “цветения” участвует во вторичном загрязнении водной среды.

Отмечаемые в последнее время “красные приливы” в Одесском заливе, а также постоянное присутствие в планктоне потенциальных возбудителей этого негативного явления служит тревожным сигналом неблагоприятной экологической обстановки и свидетельствует о потенциальной опасности развития новых подобных явлений. Прогнозирование их возможно лишь при использовании регулярного мониторинга за распределением всех абиотических факторов, включая процессы циркуляции воды и влияние опреснения, а также применяя методы моделирования, изучение динамики “цветения” фитопланктона, экологии видов, способных вызывать “красный прилив”.

ЛИТЕРАТУРА

1. Зайцев Ю. П., Полищук Л. Н., Настенко Е. В., Трофанчук Г. М. Сверхвысокие концентрации ночесветки *Noctiluca miliaris* Surigay в нейстали Чёрного моря // Док. АН УССР. Сер. Б. — 1988. — № 10. — С. 67-69.

2. Иванов А.И. Материалы по фитопланктону Шаболатского лимана. Труды I-ой ихтиологической конференции по изучению морских лиманов северо-западной части Чёрного моря. — Одесса, 1960. — С. 149-153.
3. Коновалова Г. В. “Красные приливы” и “цветение” воды в дальневосточных морях России и прилегающих акваториях Тихого океана // Биол. моря. — 1999. — Т. 25, № 4. — С. 263-273.
4. Нестерова Д. А. Развитие перидиней *Exuviaella cordata* Ostf. и явление “красного прилива” в северо-западной части Чёрного моря // Биология моря. — 1979. — № 5. — С. 24-29.
5. Нестерова Д.А. “Цветение” воды северо-западной части Чёрного моря // Альгология. — 2001.
6. Петрова-Караджова В. И. Червеният прилив от *Prorocentrum micans* Ehrh. и *Exuviaella cordata* Ost. в Варненский залив и по крайбрежието през ноември // Гидробиология. — 1984. — Т. 26. — С. 70-74.
7. Теренько Г. В. Деякі види *Dinophyta* прибережної зони Чорного моря // Вісник Одеського держ. унів. — Біологія. — 2000. — Т. 5, Вип. 1. — С. 135-140.
8. Туманцева Н. И. “Красный прилив” в Чёрном море // Океанология. — 2000. — Т. 25, Вып. 1. — С. 130-133.
9. Kurilov A.V. Peculiarities of the seasonal development of *Mesodinium rubrum* Lohm. in the coastal zone of Odessa Bay // The Black Sea ecological problems: Collected papers / SCSEIO, Odessa: SCSEIO, 2000. — P. 132-136.
10. Taylor F.J.R., Blackbourn D.J., Blackbourn J. The red-water ciliate *Mesodinium rubrum* and its “incomplete symbionts” a review including new ultrastructural observations. — J. Fish Res. Board Can., 1971. — Vol. 28, № 3. — P. 391-407.

УДК 581.526.325(262.5)

Г.В. Теренько

Одесский филиал Института биологии южных морей им. А. О. Ковалевского НАН Украины, г. Одесса

ВИДОВОЕ РАЗНООБРАЗИЕ ФИТОПЛАНКТОНА ОДЕССКОГО ЗАЛИВА ЧЁРНОГО МОРЯ: ИЗУЧЕННОСТЬ И СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ

Потенциальная уязвимость микроводорослей, а также фитопланктонного сообщества в целом, возможные последствия исчезновения или, наоборот, появления — вселения новых видов, вызывают насущную необходимость в оценке их разнообразия. В связи с этим, на рубеже тысячелетий хочется оглянуться назад и проанализировать процесс накопления данных о видовом разнообразии фитопланктона до 60-х годов, а затем с конца 60-х до 80-х годов XX ст. — период наиболее активных процессов эвтрофикации, происходящих в северо-западной части Чёрного моря, а также дать оценку разнообразию водорослей в современных условиях. Однако, ввиду того, что за длительный период исследований методики изучения фитопланктона заметно менялись (сетные сборы, осадочный метод, метод обратной фильтрации) сопоставление многолетних результатов не всегда корректно.

Основное внимание в начальный период изучения видового состава фитопланктона Одесского залива уделялось флористическим, морфологическим и систематическим исследованиям. Первые работы по исследованию фитопланктона Чёрного моря вблизи Одессы относятся к концу XIX ст. В работах В.В. Лебедева [5,6], посвящённых изучению поверхностного планктона Одесского залива приводится список водорослей, состоящий из 9 видов диатомовых, среди которых упоминается род *Chaetoceros*, но без установления видовой принадлежности, 5 видов синезелёных, 1 вид зелёных, а также несколько видов динофитовых.

Влияние на развитие альгологических исследований в Одессе оказала деятельность научного общества естествоиспытателей, созданного при Новороссийском университете. В работе [1], которую Б.Н. Аксентьев посвятил в основном систематике диатомовых планктона Одесского залива, указывается 154 вида диатомовых, 9 видов зелёных и 7 видов синезелёных, что касается динофлагеллят, то их обработку и идентификацию автор, к сожалению, не проводил. П.И. Усачёв [10] в 1925-1926 гг. в море под Одессой впервые отмечал массовое развитие *Thalassionema nitzchioides*, *Prorocentrum micans*, *Exuviaella*, *Thalassiosira*, *Rhizosolenia*, без указания видовой принадлежности.

В работе Г.И. Коноплева [4] приводятся ценные материалы по сезонной смене систематического состава массовых форм фитопланктона Одесского залива. Зимний комплекс фитопланктона составляли морские, солоноватоводные и пресноводные формы диатомовых *Melosira granulata*, *M. varians*, *Asterionella gracillima*, *Diatoma elongatum* и зелёных *Pediastrum*, *Scenedesmus*. Летний планктон характеризовался наибольшим видовым и количественным богатством морских видов. Из диатомовых преобладали представители родов *Thalassiothrix* (по современной систематике *Thalassionema*), *Rhizosolenia* и *Coscinodiscus*. Весенний и осенний периоды характеризовались наличием в фитопланктоне *Skeletonema*, *Chaetoceros*, *Thalassiothrix*, *Ditylum*, *Nodularia*. Таким образом, анализируя состав планктона, автор впервые прослеживает его связь с гидрологическими изменениями в заливе и пресным стоком.

В послевоенный период альгологические исследования продолжались на Одесской биологической станции (А. И. Иванов), а также на кафедре ботаники Одесского университета (И. И. Погребняк). Наиболее полные списки водорослей, обнаруженных не только в Одесском заливе, но и в планктоне северо-западной части Чёрного моря, а также в лиманах Северного Причерноморья были опубликованы в работах А. И. Иванова [2,3], который является одним из лучших систематиков фитопланктона, работавшим в Одессе. Список видов А. И. Иванова для Одесского залива включает 101 вид, из них диатомовых — 69, перидиниевых — 17, зелёных — 3, синезелёных — 8, золотистых — 3, эвгленовых — 1.

В период наиболее активного процесса эвтрофикации в 70-е годы прошлого столетия работы по изучению массовых "цветений" воды, вызванных *Prorocentrum cordatum*, *Cerataulina pelagica*, в северо-западной части моря проводила Д. А. Нестерова [8]. Видовое разнообразие фитопланктона в 1973-1990 гг. в Одесском заливе составило 198 видов и внутривидовых таксонов [9], из них диатомовых — 59, перидиниевых — 81, зелёных — 29, синезелёных — 12, золотистых — 13, эвгленовых — 1. В результате проведенных исследований в 1995-2000 гг. в Одесском заливе, нами было обнаружено 297 (382) видов и внутривидовых таксонов, включая те, которые содержат номенклатурный тип вида, относящихся к 8 отделам: *Bacillariophyta* 96 (144); *Dinophyta* 144 (124); *Chlorophyta* 40 (61); *Chrysophyta* 21 (23); *Cyanophyta* 19 (23); *Euglenophyta* 4 (4); *Cryptophyta* 2 (2); *Raphidophyta* 1 (1).

Сравнение результатов наблюдений, с данными 1965-1987 гг. показало, что в Одесском заливе возросло видовое богатство фитопланктона, преобладали динофитовые (44% от общего числа видов) и диатомовые (36%). Среди динофитовых наиболее богаты видами роды *Protoperidinium* (22), *Gymnodinium* (19), *Glenodinium* (16), *Gonyaulax* (9), из диатомовых — роды *Chaetoceros* (34), *Nitzschia* (10), *Navicula* (6). В планктоне часто наблюдались и бентосные диатомовые рода *Cocconeis*, *Diploneis*, *Licmophora*, *Grammatophora*, *Navicula*, которые составляли в среднем 30% от общего числа диатомовых. Нами отмечено 20 новых и редких для флоры Одесского залива видов и разновидностей *Bacillariophyta*, *Dinophyta*, *Chrysophyta* [9]. За период наблюдений 11 видов микроводорослей вызывали "цветение" воды в прибрежной зоне *Skeletonema costatum* (Grev) Cl., *Chaetoceros rigidus* Ostf., *Rhizosolenia fragilissima* Bergon., *Stephanodiscus socialis* Makar. et Pr. — Lavr., *Cerataulina pelagica* (Cl.) Hendey, *Prorocentrum micans* Ehr., *P. cordatum* (Ostf.) Dodge, *Heterocapsa triquetra* (Ehr.) Stein, *Gyrodinium cornutum* (Pouch.) Kof. et Sw., *Lingulodinium polyedrum* (Stein) Dodge, *Eutreptia lanowii* Steuer. Наиболее сильными были "цветения" воды, вызванные диатомовыми водорослями *Skeletonema costatum*, *Chaetoceros rigidus*, *Stephanodiscus socialis*, *Rhizosolenia fragilissima*, *Cerataulina pelagica*. В 1998 г. наблюдалось "цветение" воды, вызванное массовым развитием *Prorocentrum cordatum* (5,6 млрд. кл/м³, 10,6 г/м³) и *Heterocapsa triquetra* (1,3 млрд. кл/м³, 13,5 г/м³). "Гиперцветение" воды, вызванное массовым развитием *Prorocentrum micans* в прибрежной зоне, было зарегистрировано в сентябре 1999 г. (15,4 млрд кл/м³, 135,6 г/м³). Массовое развитие *Skeletonema costatum* в январе — феврале, а затем в июле 1998 г. до 50 млрд. кл/м³ на 2-х станциях (порт и Лузановка) свидетельствует о высокой степени эвтрофности данных районов Одесского залива. Таким образом, изменения отмеченные в видовом составе фитоценоза Одесского залива в последние годы в значительной степени обусловлены антропогенным эвтрофированием вод, а частые ранневесенние "цветения" воды в исследуемой акватории связаны с влиянием пресного стока Днепровско-Бугского лимана.

ЛИТЕРАТУРА

1. Аксентьев Б.Н. Материалы к фитопланктону Одесского залива // Журн. наук.-дослід. кафедри м. Одеси — 1926. — Т. 2, № 4. — С. 62-79.
2. Иванов А.И. Характеристика качественного состава фитопланктона Чёрного моря // Исследования планктона Чёрного и Азовского морей. — Киев: Наук. думка, 1965. — С. 17-35.
3. Иванов А.И. Фитопланктон // Биология северо-западной части Чёрного моря. — Киев: Наук. думка, 1967. — С. 59-75.
4. Конопльов Г.І. Сезонні зміни зоопланктону Одеської затоки // Праці Одеського держуніверситету. Біологія. — 1937. — Т. 2. — С. 29-41.
5. Лебедев В.В. Наблюдения над составом и сменой поверхностного планктона Одесского залива // Зап. об-ва сельск. хоз.Южн. России. — 1887.
6. Лебедев В.В. Наблюдения над составом и сменой поверхностного планктона Одесского залива // Записки Общества сельского хозяйства Южной России — 1916. — Т. 87, № 1. — С. 101-147.
7. Нестерова Д.А. Массовое развитие перидинией *Euxydia cordata* Ostf. и диатомеи *Cerataulina bergonii* Perag. в западной части Чёрного моря // Гидробиол. журн. — 1985. — Т. 21, № 4. — С. 44-48.
8. Нестерова Д.А., Теренько Л.М. Фитопланктон Одесского региона в современных условиях // Сб. научн. тр. НАН Украины, МГИ, ИнБЮМ "Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа". — 2000. — С. 383-390.
9. Теренько Л.М., Теренько Г.В. Видовое разнообразие планктонного фитоценоза Одесского залива Чёрного моря // Экол. моря. — 2000. — Вып. 52. — С. 56-59.
10. Усачёв П.И. О фитопланктоне северо-западной части Чёрного моря // Дневн Всес. съезда ботаников. — Л., 1928. — С. 163-164.

УДК 577. 472 (26)

Ю.Н. Токарев

Институт биологии южных морей НАН Украины, г. Севастополь

**БИОФИЗИЧЕСКАЯ ЭКОЛОГИЯ ГИДРОБИОНТОВ —
ПЕРСПЕКТИВНОЕ НАПРАВЛЕНИЕ В ИССЛЕДОВАНИИ
ПЕЛАГИЧЕСКИХ СООБЩЕСТВ**

Возникновение новых экологических факторов в биосфере, вызываемых постоянным антропогенным воздействием и способствующих «инфинитивной» эволюции морских экосистем, стимулирует широкие фундаментальные исследования Мирового океана и определяет зарождение новых научных направлений.

К числу наиболее актуальных проблем синэкологических исследований в морской биологии относятся изучение пространственной структурированности пелагических сообществ и оценка их функционального состояния. Многообразие физических и биотических причин, вызывающих пространственно-временную изменчивость биоты (стратификация и движение вод, уровень освещенности, наличие пищи, элементы социального поведения животных), предопределяют сложность решения этой проблемы, существенно возрастающую с уменьшением исследуемых масштабов пространства и времени. Между тем, фундаментальная роль мелкомасштабной (метры-сотни метров; минуты-часы) изменчивости в формировании пространственной структуры биологических полей несомненна.

Используемые до настоящего времени в традиционной планктонологии методы (отбор проб с последующей камеральной обработкой собранного материала) малоэффективны для изучения мелкомасштабной структуры в силу низкой уловистости применяемых орудий лова и значительной пространственно-временной изменчивости популяций на таких масштабах за счет миграций, этологических взаимодействий, репродукции и т. д.

Еще менее разработаны в настоящее время способы оценки функционального состояния пелагических сообществ. Положение осложняется тем, что различные по своей природе антропогенные факторы воздействуют на биоту одновременно и с различной интенсивностью, что может приводить к активизации механизмов гомеостаза или к подавлению его [1]. Для ответа на вопрос о направленности отклика отдельных особей и экосистемы в целом на суммарное воздействие различных факторов необходимо выполнение мониторинга с фиксированием неких параметров экосистемы, отражающих её интегральные свойства — пространственную структуру и функциональное состояние. Важно, чтобы разрешающая способность таких методов измерений и их быстроедействие были адекватны скорости проходящих в изучаемой экосистеме процессов [2].

В настоящее время разработаны и активно применяются методы экспрессной оценки пространственной структуры и функционального состояния планктона по характеристикам формируемых им биофизических (биолюминесцентного, флуоресцентного и акустического) полей. Выявленные статистические закономерности формирования биофизических полей, а также тесные корреляционные зависимости и регрессионные соотношения их характеристик с биотическими и абиотическими параметрами позволили сделать обобщение о важной роли биофизических полей в экологии гидробионтов [2].

Действительно, важнейшая экологическая роль света в жизни гидробионтов общеизвестна. Между тем, ниже фотического слоя только поле биолюминесценции по своим амплитудным и спектральным параметрам может служить средством обмена информацией между гидробионтами (внутривидового общения, охоты, симбиотических взаимоотношений и т. д.). Об этом говорит соответствие энергетического диапазона биолюминесценции ($0.5 \cdot 10^{-2} — 10^{-6}$ мквт \cdot см $^{-2}$ \cdot л $^{-1}$) и её оптического спектра (400-600 нм) чувствительности зрительных рецепторов пелагических животных.

Не вызывает сомнений важное экологическое значение акустического поля для гидробионтов. Так, в период наивысшей «звуковой активности», когда многие виды рыб не образуют скоплений и рассеяны по огромным акваториям, издаваемые ими звуковые сигналы, превышающие фоновые шумы на 20 дБ (т. е. в 100 раз), служат единственным средством внутривидового общения. Между тем, повышенная концентрация планктонных организмов в ЗРС существенно (на 30-40 дБ) уменьшает уровень звуковых сигналов. Это обстоятельство способно вызвать различные негативные проявления, в частности, помехи каналу связи и дезориентацию животных.

Поэтому к трофическим характеристикам, традиционно используемым в диагностических и прогностических моделях в качестве основного параметра функционирования морских экосистем,

необходимо добавить характеристики нетрофических взаимодействий гидробионтов (химических, оптических, акустических и т. д.), способных существенно модифицировать и трансформировать действие трофических факторов [2].

Поскольку основная цель экологии заключается в оценке потока энергии и информации через экосистему, а также учитывая значимость биолюминесцентного и акустического полей, как источников информации для гидробионтов и каналов обмена энергией между организмом и средой, становится актуальным обоснование развития нового направления гидробиологии — биофизической экологии гидробионтов. Биофизическая экология гидробионтов — это наука о биофизических взаимодействиях организмов, их популяций и сообществ. Основой её методологии является изучение структурно-функциональных характеристик морских экосистем по характеристикам формируемых ими биофизических полей. При этом, биофизические характеристики водной толщи — инструмент исследования пространственно-временной изменчивости и функционального состояния пелагических сообществ, а также элемент их экологии.

Основными задачами биофизической экологии — на ближайшее время следует считать:

- исследование взаимосвязи структуры и функции в кинетике обмена вещества и энергии в экосистемах пелагиали;
- изучение временной и пространственной изменчивости основных параметров биофизических полей пелагиали;
- установление корреляционных соотношений между количественными и качественными характеристиками пелагического населения и параметрами формируемых ими биофизических полей;
- изучение воздействия физических и химических параметров среды на биоту;
- использование параметров биофизических полей для оценки влияния антропогенного пресса на функциональное состояние пелагических сообществ;
- исследование экологической роли биофизических полей в пелагических сообществах;
- разработку биофизических основ оценки продуктивности пелагиали и оптимизации изъятия её пищевых ресурсов.

Таким образом, методы биофизической экологии, несомненно, относятся к числу основных в современной гидробиологии. Многовариантность наблюдений, оперативный учет численности различных таксонов гидробионтов и изучение их пространственной структурированности, экспресс-оценка функционального состояния этих таксонов, а также создание прогностических моделей для оценки их развития и рационального управления экосистемой — это современная модификация классических гидробиологических методов. Актуальность, своевременность и перспективность развития новой области гидробиологии очевидны.

ЛИТЕРАТУРА

1. Подковкин В. Г. Реакция систем гормонально-медиаторной регуляции на геомагнитное поле на фоне воздействия ионизирующего излучения // Радиационная биология. Радиоэкология. — 1995. — Т. 35, Вып. 6 — С. 906-909.
2. Гиттельзон И. И., Гладышев М. И., Дегерменджи Ф. Г., Левин Л. А., Сидько Ф. Я. Экологическая биофизика и её роль в изучении водных экосистем // Биофизика. — 1993. — Т. 38, № 6. — С. 1069-1078.

УДК 577. 472(262. 5):591. 148:574. 52

Ю.Н. Токарев¹, Э.П. Битюков¹, В.И. Василенко¹, Р. Вильямс², Б.Г. Соколов¹

¹ Институт биологии южных морей НАН Украины г. Севастополь

² Морская лаборатория Соединенного Королевства, г. Плимут, Англия

ВЛИЯНИЕ ВОДНЫХ МАСС НА ШИРОТНОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ БИОМАССЫ ПЛАНКТОНА И ИНТЕНСИВНОСТИ ПОЛЯ БИОЛЮМИНЕСЦЕНЦИИ В ВОСТОЧНОЙ ЧАСТИ АТЛАНТИЧЕСКОГО ОКЕАНА

Для решения задач, направленных на определение пространственно-временных характеристик поля биолюминесценции (ПБ), которое формируется в процессе жизнедеятельности планктонных организмов, выяснения его амплитудно-частотного спектра и степени связи с биологическими и океанологическими параметрами, в рамках гранта ONR № 00014-99-1-1025 «The database on the

bioluminescence field of the Worlds Ocean», создана база даних по Мировому океану. В базу даних вошли результати визначення інтенсивності поля біоломінесценції по 1-метровим послідовальним слоям по вертикалі, матеріали вимірювань супутюючих параметрів гідрологічного поля, а також свідчення про складі і кількісному розподілі фіто- і зоопланктону. В створенні бази даних, крім Інституту біології южних морей НАН України, приймали участь Плімутська морська лабораторія Сполученого Королівства, Інститут біофізики Сибірського відділення РАН і Морської гідрофізический інститут НАН України.

Представлення даних в стандартизованій формі (с результатами статистической обробки) дозволило проводити порівняння структури ПБ на обширних акваторіях. В якості прикладу реалізації можливостей, появившихся після створення подібної бази даних, приводиться аналіз матеріалів, отриманих в январі на розрізі протяженності около 7,5 тис. км переважно по 20⁰ з. д. Основна мета досліджень заключалась в визначенні впливу топографії водних мас різного генезису на особливості розподілу планктону, а також вертикальну і горизонтальну неоднорідності ПБ в шарі 0-200 м.

Виконаний розріз пересікав весь набір типових водних мас, характерних для північної бореальної і тропіческой областей Атлантичного океану — субарктическую, субтропіческую, північнотропіческую, екваторіальну і южнотропіческую. Тому топографія планктону і ПБ характеризується своєю неоднорідністю, обумовленою циркуляцією водних мас у західних берегах європейського і африканського материків. Східна периферія Північно-Атлантичного антициклонального круговороту від мису Фінистерре представлена Португальським теченням, ідущим на південь. Далі це течення переходить в Канарське і, послідовно, в Північно-Пасатне течення. Південна частина розрізу розташована в центральній частині Южно-Атлантичного антициклонального круговороту вод, а в північному напрямку пересікає Южно-Пасатне, центральну частину течення Ломоносова і Міжпасатне течення.

Висновкам аналізу структури ПБ надається значення про можливість типізації водних мас по абсолютним показателям інтенсивності ПБ. Так, в субарктической водній масі, виявленій в північній частині акваторії на 43⁰ с. ш., ПБ слабе, відповідаючи 60,0•10⁻¹² вт•см⁻²•л⁻¹. Вертикальна структура ПБ в верхньому 200-метровому шарі характеризувалась в цьому регіоні наявністю двох слабо виражених шарів підвищеної світливості, розташованих від 7 до 20 м і від 130 до 150 м, в яких ПБ в 2 рази вище, ніж на інших глибинах.

В районі між 33⁰ і 25⁰ с. ш., займаємою північною субтропіческой водною масою, виділяються води Канарського течення і водна маса східного сектора антициклонального круговороту з обедненим планктонним населенням. В водах Канарського течення, де сетного сестона в шарі 0-200 м було около 0,05 г•м⁻³, спостерігалась інтенсивна біоломінесценція, близька до 300,0•10⁻¹² вт•см⁻²•л⁻¹, утворююча сливне свечення. Структура ПБ в верхньому гомотермному шарі представлена 2-4 шарами підвищеної світливості. На глибині 110-120 м спостерігались різкі градієнти біоломінесценції, де на протяженні 5 м її інтенсивність знижувалась майже на порядок. Глибше шару температурного стрибка біоломінесценція представлена вибухами окремих біоломінесцентів.

Субтропіческая водна маса, розташована за межами Канарського течення, характеризується помірною розвитком біоломінесценції (около 80,0 •10⁻¹² вт•см⁻²•л⁻¹), мала близький по всій глибині біоломінесцентний потенціал. Формуючі шари підвищеної світливості не локалізовані по певним глибинам і мали незначительне підвищення біоломінесценції.

В північнотропіческой водній масі, займаючій акваторію від 20⁰ до 9⁰ с. ш., спостерігалась структура ПБ, характерна для акваторій со складною системою течень з перемежовуючою конвергенцією і дивергенцією водних мас — високе розвиток планктону, досягаюче на окремих ділянках 0,52 г•м⁻³ в шарі 0-200 м, і інтенсивна біоломінесценція по всій гомотермній зоні. Різке зростання біомаси планктону відбувається тут, головним чином, за рахунок численних видів копепод, сальп, звфаузидів і сифонофор. В гомотермній зоні, на фоні середньої інтенсивності ПБ, відповідної 400,0•10⁻¹² вт•см⁻²•л⁻¹, в шарах підвищеної світливості біоломінесценція була в 2 рази інтенсивнішою.

Екваторіальній водній масі характерна висока біомаса планктону (0,25 — 0,55 г•м⁻³) і біоломінесценція, досягаюча в шарах підвищеної світливості 400,0•10⁻¹² вт•см⁻²•л⁻¹ і сопряжена з розподілом температури. Термоклин тут являвся областю різких градієнтів біоломінесценції. В верхній гомотермній товщі води, складаючій около 40 м, формувались 2-4 шари підвищеної світливості, розділених 10-15 м водної товщі з пониженою в 2-3 рази біоломінесценцією.

Наконец, на акваторії від 7 до 20⁰ ю. ш. розташовались бідні в продукційному відношенні води центральної частини Южно-Атлантичного антициклонального круговороту з обширним гомотермним і дуже обедненим планктоном олиготрофним шаром. Основний термоклин знаходився глибше 150 м. В

поверхностной 100-метровой толще на глубинах 60-80 м был слабо выраженный верхний термоклин, к которому приурочен единственный слой повышенной светимости, толщиной 10-15 м. В остальной толще случайным образом формировались зоны, протяжённостью по вертикали 4-7 м и со слабо выраженной (не более $15,0 \cdot 10^{-12}$ вт \cdot см $^{-2}$ \cdot л $^{-1}$) биолюминесценцией.

Таким образом, итогом анализа структуры и степени развитости ПБ по меридиональному разрезу явились следующие выводы:

1. Зарегистрированы значительные колебания интенсивности ПБ и биомассы планктона в различных водных массах. Максимальные амплитудные характеристики биолюминесценции наблюдались в Северно-Пассатном течении, в котором на широте около 10^0 с. ш. они достигали $810,0 \cdot 10^{-12}$ вт \cdot см $^{-2}$ \cdot л $^{-1}$. Данные батифотометрического зондирования показали существование максимумов ПБ практически на всех станциях. На этом основании можно считать, что в толще воды существуют слои повышенной концентрации планктона.

2. При двухмаксимумной вертикальной структуре ПБ нижний слой повышенной светимости оказывался более интенсивным, чем верхний примерно в 1,5-2 раза. Его вертикальная протяжённость также была больше на 20-50%. В случае одномаксимумной вертикальной структуры ПБ топография слоя повышенной светимости соответствовала максимальным градиентам полей температуры или солёности. Именно эти зоны являются областями концентрации планктона, в том числе биолюминесцентом.

УДК 593.8:591.1(262.5)

Г.А. Финенко, З.А. Романова, Г.И. Аболмасова

Институт биологии южных морей НАН Украины, г. Севастополь

ВЗАИМООТНОШЕНИЯ ГРЕБНЕВИКОВ-ВСЕЛЕНЦЕВ И ИХ ВЛИЯНИЕ НА ПЛАНКТОННОЕ СООБЩЕСТВО ПРИБРЕЖНЫХ РАЙОНОВ ЧЕРНОГО МОРЯ

Гребневик *Mnemiopsis leidyi*, завезенный из Северной Атлантики с балластными водами судов, широко распространился по всей акватории Черного моря начиная с 1988г. и, наряду с эвтрофированием, оказал сильное влияние на структуру планктонных сообществ прибрежных и открытых районов.

В результате мощного пресса чужеродного гребневика на порядок уменьшилась численность видов зоопланктона, обитающих в верхних слоях моря, основной кормовой базы планктоноядных рыб. Пищевая конкуренция с личинками рыб и прямое потребление мнемииопсисом икры и личинок привели к драматическому падению запасов и вылова рыб в 90-е годы. Вследствие отсутствия естественных хищников только пищевые и температурные условия в течение десятилетия контролировали развитие *Mnemiopsis* в Черном море.

В августе-сентябре 1999г. в разных районах Черного моря в массовом количестве был обнаружен новый вселенец — безлопастной гребневик *Beroe ovata*, хищник, потребляющий мнемииопсиса. Выедая мнемииопсиса, он, по-видимому, вызовет новые изменения в структуре и функционировании планктонного сообщества Черного моря.

В докладе будут рассмотрены особенности функционирования популяции мнемииопсиса и оценена степень его влияния на зоопланктонное сообщество в прибрежных районах Черного моря (на примере Севастопольской бухты), в период отсутствия *Beroe* (1995-1996гг.) и в первые годы после его появления (1999-2001гг.) и эффект *Beroe* на популяцию мнемииопсиса.

Оцененная на основе полевых данных по численности, биомассе, возрастной структуре популяции и скорости фильтрации, полученной в лабораторном эксперименте, степень выедания биомассы зоопланктона популяцией мнемииопсиса в Севастопольской бухте в 1995-1996гг. изменялась от <1 до 35% биомассы зоопланктона в сутки. Зимой при низкой биомассе зоопланктона и гребневиков как их рационы, так и степень выедания корма были низки. Летом и осенью, при увеличении биомассы зоопланктона в 5-10 раз, и максимальной численности популяции мнемииопсиса величины суточного выедания возрастали до 9 и 21%. Рационы гребневиков при этом оставались низкими (1-3% энергетического эквивалента веса тела), так что популяция в бухте могла удовлетворить свои минимальные пищевые потребности только в течение 3-10 дней, что свидетельствует об испытываемом ею недостатке в пище.

Новый вселенец- безлопастной гребневик *Beroe ovata* получил массовое развитие в Севастопольской бухте и прилегающих районах в сентябре-ноябре 1999 и 2000гг.

В 2000 г., благодаря выеданию берое, средняя численность *M. leidy* за летне-осенний период (143 ± 302 экз м^{-2}) уменьшилась в 8 раз и биомасса (50 ± 82 г м^{-2}) — в 5 раз по сравнению с 1995 г. (1100 ± 920 экз м^{-2} и 230 ± 173 г м^{-2}). Размерный спектр животных в популяции при этом стал шире: максимальная длина — 35-40 мм против 15 мм в 1995.

В момент появления берое его популяция на 100% состояла из ювенильных особей длиной менее 10 мм. Двумя месяцами позднее, к началу ноября уже более крупные (30-50 мм) животные были наиболее многочисленны. В середине ноября, когда увеличилась доля самых крупных гребневиков (50-70 мм) при уменьшении относительной доли мелких (10-30 мм), отмечена максимальная биомасса и максимальный вес животного в популяции. К концу декабря берое исчез из планктона.

Экспериментальное изучение скорости потребления пищи ювенильными и взрослыми берое показало, что в крайнем широком диапазоне концентраций пищевых концентраций суточный рацион животных возрастает пропорционально концентрации жертв вплоть до самых высоких концентраций. О высокой интенсивности питания берое свидетельствует величина суточного удельного рациона, которая в 3 раза может превышать его собственный вес. При удельном рационе менее 20% веса тела в сутки берое прекращают рост.

Выедание популяции *M. leidy* популяцией нового вселенца — *B. ovata* в Севастопольской бухте, оцененное исходя из предположения, что суточный рацион животных в природе составляет 20% их веса и 20% популяции питается одновременно (т. е. имеют пищу в кишечнике в данный момент), составляло 10-35% биомассы популяции жертвы в сутки. Сравнение максимальной удельной суточной скорости роста популяции *M. leidy* в Севастопольской бухте (9,3%) со степенью выедания ее берое (10-35%) показало, что в прибрежных водах Черного моря популяция нового вселенца *B. ovata* может контролировать численность и биомассу популяции их жертв. Резкое снижение численности и биомассы *M. leidy* в период развития берое в бухте подтверждает, что хищничество этого вселенца, безусловно, является важным фактором, определяющим количественное развитие планктонного сообщества в прибрежных районах Черного моря.

Важно отметить, что пресс мнемипсиса на кормовой зоопланктон после появления берое значительно ослабел: даже в период активного роста и размножения популяции степень выедания составляла не более 6-8% биомассы зоопланктона в сутки, в остальное время она была менее 1%.

УДК 574.5(285.32) (262.5)

Н.В. Шадрин, Ю.А. Загородняя, Е.Л. Неврова, О.Г. Найданова, М.И. Сеничева

Институт биологии южных морей НАН Украины

ГИДРОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ СИСТЕМА БАКАЛЬСКОЙ КОСЫ: ПРОБЛЕМЫ ИЗУЧЕНИЯ И СОХРАНЕНИЯ УНИКАЛЬНОГО ПРИРОДНОГО РАЗНООБРАЗИЯ — ПРЕДВАРИТЕЛЬНОЕ СООБЩЕНИЕ

Уникальность Бакальской косы отмечена ранее [1]. Бакальская коса интересна не только с геологической точки зрения, но и является уникальной гидроэкологической системой. Коса — относительно молодая аккумулятивная форма, представляющая мозаику разнообразнейших временных и постоянных водоемов и возвышений с рядом сообществ наземных растений. Все водоемы гидрологически [3] и биотически связаны с морем и друг с другом в единую гидроэкологическую систему. Нами начато комплексное изучение системы и в 2000-2001 гг. проведено 4 небольших экспедиции. Используя собственные и немногочисленные литературные данные, дадим краткое описание системы. Бакальская коса расположена по центру северо-западного берега Каркинитского залива Черного моря, состоит из двух ветвей: широкой восточной и узкой западной, которые примыкают к интенсивно абразируемому довольно высокому глинистому клифу [2]. Длина аккумулятивной формы от основания до дальнего конца составляет 8 км. В дистальной части косы летом регулярно образуется прорва-пролив шириной до 100 м с быстро меняющейся конфигурацией, которая в 2000 г к ноябрю затянулась. Раньше прорва была меньше и к августу заполнялась песком. Между прорвой и мысом в косу вдается мелководная лагуна с сильно изрезанными берегами и придаточными озерами с плотными зарослями тростника. Южнее прорвы также имеются небольшие озера-лужи. Размер этих озер-луж зависит от приливно-отливных и стонно-нагонных явлений. Несмотря на небольшую глубину, часть из них не пересыхает даже в августе.

Между западной и восточной ветвями расположено Бакальское озеро и множество мелких озер различной формы и глубины. Бакальское озеро — крупнейший водоем косы, имеет форму близкую к овальной и вытянуто с севера на юг. Длина озера около 4 км, а ширина — 3,5 км. Судя по нашей находке высохшей зостеры в обнажениях клифа восточного берега озера, оно образовалось не более 2-4 тысяч лет назад из морского залива. Наибольшая глубина озера, обнаруженная в августе 2000 г не превышала 40 см, к ноябрю 2000 г она повысилась на 7-10 см, а к марту еще на 8-10 см. В июле 1932 находили в озере глубины до 85 см [2]. Можно предположить, что за это время глубина уменьшилась за счет накопления на дне биогенных осадков. Такая большая скорость осадконакопления, учитываемая высокую биопродуктивность озера и его малую глубину, не удивляет. Она лишь подтверждает гигантскую роль подобных водоемов в выведении углерода из биотического круговорота в геологический.

Питание озера происходит со стороны моря фильтрационными и штормовыми водами, а со стороны суши поверхностными и подземными. Выходы подземных пресных вод на дне и берегу наблюдаются только в юго-восточной части озера. Здесь развиты плотные высокие заросли тростника на берегу и в озере. В воде озера наблюдаются аномалии температуры и солености. Поступление пресных вод не играет существенной роли в водном балансе озера. Суточная и сезонная изменчивость температуры в озере значительно выше, чем в море. Летом наблюдали уменьшение температуры и солености по направлению от берега. В августе пространственные различия солености были в пределах от 83,5 до 128,3‰. Диапазон солености в малых водоемах косы еще выше — до 300‰. Диапазон pH водоемов косы тоже достаточно широк от 6 (озерца заросшие тростником) до 10.

Планктон довольно обилен, но состоит из небольшого числа видов (табл. 1, 2).

Таблица 1

Состав фитопланктона Бакальского озера в августе 2000 г.

Вид	Размер, средний, мкм	Численность кл/л	Биомасса мг/м ³
Зеленые: <i>Dunaliella</i> sp.	19x16	225000	573,2
Синезеленые: Sp.1	24x24	25000	181,0
Sp.2	8x8	200000	53,6
Динофлагелляты:	11x11	} 50000	40,0
<i>Gymnodinium</i> sp.	11x8		
Диатомовые-обрастатели			
<i>Nitzschia teniirostris</i>	21x5	100000	13,8
N. sp.1	54x6	150000	76,3
N. sp.2	108x8	25000	45,2
<i>Cocconeis</i> sp.	18x11	125000	71,3
Суммарно		900000	1054,4

Таблица 2

Численность (экз/м³) зоопланктона на 5 станциях на Бакальском озере, август 2000 г.

Группа организмов	Номера станций				
	1п	2п	3п	4п	5п
<i>Artemia salina</i>	5601	5847	7305	552,5	3532
<i>Cladocera</i> (<i>Moina micrura</i>)	1666	4085	1228	28,5	5357
Наррактикоиды (3 вида)	2381	143	438	67	1547
Фораминиферы (1-2 вида)	4762	76	6676,5	595	0
Ostracoda	4285	114	4057	266,5	76
Chironomidae (лич.)	714	57	190	19	28,5
<i>Bivalvia</i> (лич.)	0	0	9,5	0	0
<i>Polychaeta</i> (лич.)	0	0	0	0	9,5
Сумма	19419	10341	19914	1743	10724

В планктоне довольно много донных организмов. В северной части озера значительную площадь занимают заросли руппии (*Ruppia spiralis*). Имеются ее небольшие пятна и в других частях озера. Кусты руппии сильно обросли кладофорой (*Cladophora siwaschensis* с примесью *C.albida*) скопления которой встречаются и вне связи с руппией. В прибойной зоне плотные скопления кладофоры достигают в августе — ноябре биомассы до 10 гк/м² дна и полосой иногда шириной до 100 м тянутся вдоль всего берега. Изучение двух групп одноклеточных (диатомовые водоросли и цианобактерии) показывает, что основное их видовое разнообразие и численность сосредоточена в озере и других водоемах у уреза воды и несколько выше его, максимальные характеристики в биопленках. Всего уже идентифицировано 49 видов диатомовых и более 10 видов 10 родов цианобактерий. Среди диатомовых наиболее богаты виды рода: *Amphora* (8 видов), *Navicula* (5), *Nitzschia* (5) и *Cocconeis* (4). В гидроэкосистеме значительную роль играют различные алгобактериальные сообщества — биопленки, основу которых составляют, прежде всего, цианобактерии и диатомовые водоросли. Разнообразие биопленок довольно высоко, они

образуются на дне, на берегу и на поверхности скопленных кладофоры. На поверхности ряда биопленок формируется минеральный слой до 2-3 мм (кальцит, гипс, арагонит). Часть слоя минералов за зимний период растворяется, а остальное захоранивается в донных осадках. Биопленки влияют на температурный режим, подвижность осадков у уреза воды, распределение беспозвоночных животных и т.д.

Наряду с изучением, необходимо решение проблемы сохранения этого уникального природного объекта, в настоящее время объявленного Крымским природно-ландшафтным парком.

За помощь в сборе и обработке материала авторы благодарны всем помогавшим и в первую очередь О.Ю. Еремину, Е.А. Колесниковой, Н.А. Мильчаковой, Т.П. Коваленко. Работа выполнена при поддержке гранта INTAS № 97-30776.

ЛИТЕРАТУРА

1. Зенкович В.П. Морфология и динамика советских берегов Черного моря. – М.: Изд. АН СССР, 1960. – Ч. 2. — 216 с.
2. Курнаков Н.С., Кузнецов В.Г., Дзеж –Литовский А.И., Равич М.Н. Соленые озера Крыма. – М.-Л.: Изд. АН СССР, 1936. — 278 с.
3. Юровский Ю.Г. Изучение системы берег-море в северо-западном Крыму / Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа. — Севастополь, 2001. –С. 154-165.

УДК 504.54:574.58(262.5)

Н.В. Шадрин, Л.В. Сосновская

Институт биологии южных морей НАНУ, г. Севастополь

РАЗРУШЕНИЕ БЕРЕГОВОЙ ПОЛОСЫ И СОСТОЯНИЕ МОРСКИХ СООБЩЕСТВ: ВЗАИМОСВЯЗЬ ПРИЧИН И СЛЕДСТВИЙ

В деградацию и дестабилизацию функционирования прибрежных морских экосистем существенный вклад вносит разрушение береговой полосы и связанное с этим увеличение сноса терригенного материала в море. В свою очередь нарушение нормального функционирования морских экосистем может усиливать эрозию береговой полосы.

Целью нашего сообщения является анализ причин и следствий взаимосвязи этих процессов на основе собственных и литературных данных.

Изменения в морских экосистемах могут влиять на эрозию береговой полосы через ряд причинно-следственных цепочек, при этом эффекты могут усиливаться по принципам «домино» или «цепной реакции». Рассмотрим несколько таких цепочек. Основные каналы влияния: поступление биогенных осадков на берег, влияние на динамику наносов и изменение энергии волн, достигающих берега. Основные биогенные осадки, поступающие на берег — раковины двустворчатых моллюсков, многоклеточные водоросли и морские травы (в Черном и Азовском морях это, в основном, *Zostera*). Структура биогенных выбросов на берегу в различных точках береговой полосы сильно меняется, равно как и их количество. В отдельных участках аккумулятивных берегов Черного и Азовского морей биогенные осадки могут достигать 90-100% общей массы осадков. На примере Бакальской косы анализируется роль zostеры и раковин двустворчатых моллюсков в формировании динамики береговой полосы. Выбросы морской травы zostеры, достигая иногда более 1 тонны на 1 погонный метр берега, не только участвуют в формировании осадков, но и влияют на процессы перемещения и перетирания раковин моллюсков.

Падение продуктивности зарослей zostеры и поселений двустворчатых моллюсков будет вести к уменьшению поступления биогенных наносов в береговую полосу. Следствием этого будет формирование отрицательного баланса наносов и усиление эрозии береговой полосы. Уменьшение выбросов zostеры в ряде случаев может отрицательно сказываться на состоянии береговой растительности, что также будет вести к усилению эрозии берега.

Отрицательный баланс наносов (раковин моллюсков) на берегу может иметь причину и в изменении видовой структуры таксоцены двустворчатых моллюсков, в частности, за счет замены видов с толстой раковиной видами с более тонкой раковиной. Такие раковины быстрее перетираются. Другой пример: замена мидии (*Mytilus galloprovincialis*) видом вселенцем *Mya arenaria*. Мидия живет на поверхности дна, а мия зарывается довольно глубоко в донные осадки. После гибели мидий большая часть их раковин выносятся на берег, а у мии — остается в донных осадках. Следовательно, даже при

одинаковой продукции створок при замене мидии мией поступление раковин на берег значительно уменьшится.

На динамику наносов на берегу могут оказывать влияние различные альгобактериальные маты и биопленки, что особенно сильно проявляется у берегов с небольшим уклоном дна (бухты, лиманы, лагуна), что в частности, четко прослеживается на некоторых участках берега Тарханкутского полуострова (Крым).

Разрушение береговой полосы в значительной степени определяется мощностью волн, достигающих берега. Это определяется не только рельефом дна, но и характеристиками донных сообществ. Например, заросли бурых водорослей (цистозира) или морских трав (зостера) значительно эффективней поглощают энергию волн, чем, например, сообщество зеленых водорослей (ульва, энтероморфа). Наблюдаемая во многих частях Черного моря замена цистозир зелеными водорослями, будет следовательно результироваться и в усилении эрозии берегов.

В настоящее время накоплено огромное количество работ, демонстрирующее отрицательное воздействие повышенной концентрации минеральных частиц (мутности) на самых различных планктонных и бентосных гидробионтов. Здесь мы не будем подробно анализировать эти данные. Отметим лишь, что интегрально обычно это результируется в изменении видовой и трофической структуры сообщества, а также в падении общей продуктивности сообщества. Изменяется и структура донных осадков, что ведет, как правило, к заилению и уменьшению доли двустворчатых моллюсков в уменьшившейся общей биомассе зоопланктона. Заросли водной растительности также деградируют. Один из печальных примеров — поле Зернова.

Таким образом, из выше приведенного четко прослеживается наличие прямых и обратных связей во взаимосвязи процессов эрозии береговой полосы и деградации прибрежных морских сообществ. Эти процессы развиваясь, взаимоускоряют друг друга. Рассматривается и модель такого взаимоускорения.

Разумеется, нарушение функционирования морских экосистем не единственная и не главная причина усиления эрозии береговой полосы. Основные причины — антропогенное воздействие на береговую полосу и на климат. Один из основных факторов разрушения береговой полосы — деградация береговой растительности в результате локального антропогенного воздействия (разрушение биотопов, перевыпас, вытаптывание отдыхающими и др.).

Как показывает анализ 28-летнего ряда наблюдений прибрежной Качинской метеостанции в деградацию прибрежной растительности вносят и локальные изменения климата: летние осадки уменьшаются, а максимальные и средние летние температуры растут.

На примере участка береговой полосы у устья реки Качи (Крым) сделан анализ взаимосвязи причин усиления эрозии береговой полосы.

Разрушение береговой полосы ведет не только к нарушению функционирования морских экосистем, но и результируется в существенных социально-экономических ущербах, сумма которых может превышать и 100 тыс. американских долларов на 1 км. Разрушаемой береговой полосы (расчеты сделаны с использованием подходов экологической экономики).

УДК 639. 2. 05

Э.Г. Яновский

Азовское отделение Южного научно-исследовательского института морского рыбного хозяйства и океанографии, г. Бердянск

О СОВРЕМЕННОЙ РЫБОПРОДУКТИВНОСТИ АЗОВСКОГО МОРЯ

Азовское море отличается уникальной биологической продуктивностью. По величине вылова рыб, 70-80 кг/га, оно относится к самым рыбопродуктивным районам Мирового океана [2]. Интенсивное развитие во второй половине XX века народного хозяйства в бассейне Азовского моря (расположенного в зоне пониженного увлажнения) велось без учета интересов рыбохозяйственной отрасли, что повлекло за собой практически повсеместное зарегулирование стока рек, безвозвратное водопотребление, загрязнение речной и морской среды. Это обусловило ускоренное деградирование уникальной по своему биопродукционному потенциалу экосистемы Азовского моря. В конечном счете это выразилось в резком уменьшении рыбной продукции и видового разнообразия [3]. К началу 90-х годов рыбопродуктивность Азовского моря уменьшилась почти в 4 раза и составляла около 20 кг/га.

С начала 90-х годов, в результате спада промышленного и сельскохозяйственного производства в Украине и Российской Федерации, в Азовском море отмечается уменьшение загрязнения водной среды и донных отложений, хотя содержание токсикантов в гидробионтах и грунтах по-прежнему остается высоким [1]. Несмотря на это, весь период 90-х годов продолжает характеризоваться ухудшением состояния экосистемы моря и снижением рыбопродуктивности. Сказалось чрезвычайно негативное влияние гребневика *Mnemiopsis leidyi* (A. Agassiz) случайно интродуцированного в Азово-Черноморском бассейне.

С 1988 г., ежегодно, поздней весной или в начале лета, гребневик появляется в Азовском море и в течение одного-двух месяцев распространяется практически по всей акватории (за исключением районов, где соленость ниже 3,5 ‰). В местах своего обитания гребневик интенсивно выедает зоопланктон, а также потребляет икру и личинок пелагофильных видов рыб. В 1989 году биомасса гребневика в Азовском море достигала 32 млн. тонн [4]. Таким образом, этот вселенец не только подрывает кормовую базу наиболее многочисленных промысловых пелагических рыб (хамса, тюлька), но и вмешивается в механизм естественного воспроизводства этих короткоциклового видов [1]. В результате среднегодовой суммарный улов хамсы и тюльки за период с 1980 по 2000 гг. снизился со 100 тыс. тонн до 21 тыс. тонн. В отдельные же годы (1990, 1991, 1993, 1996 гг.) эти виды вообще не имели промыслового значения. Из-за влияния гребневика рыбопродуктивность Азовского моря резко снизилась и составила в 1993 году 5,1 кг/га.

Успешная акклиматизация в Азовском море дальневосточной кефали-пиленгаса (с 1993 года началось промысловое использование этого вида) способствовала некоторому повышению рыбопродуктивности, и в 1995-2000 гг. она составляла 9,6-9,8 кг/га. Следует отметить, что фактическая рыбопродуктивность моря составляет более высокую величину (порядка 15-20 кг/га), так как в последние годы резко возрос несанкционированный вылов рыбы.

Однако современное состояние экосистемы Азовского моря по-прежнему остается критическим и не может способствовать восстановлению рыбных запасов без проведения целого комплекса мероприятий, с одной стороны — природоохранного характера, направленных на снижение загрязнения моря и его бассейна, а с другой — обеспечение условий естественного размножения, искусственного разведения промысловых видов рыб и жесткого регулирования рыболовства.

ЛИТЕРАТУРА

1. Воловик С. П. Основные итоги исследований состояния и трансформации экосистемы Азовского моря в 1991-1995 гг. // Основные проблемы рыбного хозяйства и охраны рыбохозяйственных водоемов Азово-Черноморского бассейна. — Ростов-на-Дону: Молот, 1997. — С. 116-131.
2. Зенкевич Л. А. Биология морей СССР. — М.: Наука, 1963. — 739 с.
3. Макаров Э. В., Семенов А. Д., Александрова З. В., Грибанова С. Э., Ромова М. Г., Баскакова Т. Е. Особенности гидрохимического режима Азовского моря в 1985-1995 гг. // Основные проблемы рыбного хозяйства и охраны рыбохозяйственных водоемов Азово-Черноморского бассейна. — Ростов-на-Дону: Молот, 1997. — С. 13-26.
4. Макаров Э. В., Воловик С. П., Грибанова С. В., Хрусталева Ю. П. Есть ли будущее у Азовского моря // Рыбное хозяйство, 1999. — № 1. — С. 40.

УДК 574. 4:504. 05

Э.Г. Яновский, В.А. Гетманенко, Т.В. Жириков

Азовское отделение Южного научно-исследовательского института морского рыбного хозяйства и океанографии, г. Бердянск

АНТРОПОГЕННЫЕ ПРЕОБРАЗОВАНИЯ ЭКОСИСТЕМЫ ВОСТОЧНОГО СИВАША

Восточный Сиваш отделен от Азовского моря узкой песчаной косой Арабатская стрелка (110 км) и соединяется с морем на севере (у г. Геническа) проливом Тонким. Восточный Сиваш разделяется на четыре обособленных водоема (плесы), соединенных между собою проливами. Общая площадь водного зеркала составляет 1300 км². Средняя глубина водоема — 0,8 м, а максимальная — 3 м (южный плес).

В связи с большой изолированностью и чрезвычайно мелководностью отдельных плесов гидрологический режим Восточного Сиваша весьма своеобразен. До строительства Северо-Крымского оросительного канала (1971г.) наиболее опресненным водоемом являлся первый Северный, имеющий непосредственную связь через пролив Тонкий с Азовским морем. Соленость воды почти равнялась

морской, но при сгонных ветрах она повышалась до 39,6 ‰ [1]. Наибольшую соленость имел Южный водоем, который по существу почти изолирован от Азовского моря. Соленость воды Южного плеса в течение года колебалась от 100 до 135 ‰, а на мелководьях достигала 185,5 ‰ [2].

Фауна беспозвоночных Восточного Сиваша была представлена только эвриойкийными организмами. Виды, обитающие в водоеме, практически, не давали продукции, а пополнение фауны беспозвоночных происходило за счет постоянного притока форм из Азовского моря, которые компенсировали в значительной степени ее убыль. Наиболее богатым был видовой состав Северного Сиваша, где фауна беспозвоночных была представлена азово-черноморскими и реликтовыми видами. В Среднем и Южном Сиваше обитали только ультрагоалинные виды [1].

Видовой состав ихтиофауны Восточного Сиваша был представлен черноморскими вселенцами: кефалями (сингиль, лобан), камбалой-гlossой, бычком-травяником, атериной, и др. Южный водоем, как ультрагоалинный, не имел рыбохозяйственного значения. Промысел осуществлялся только в Северном водоеме и базировался на лове кефалей, glossы и травяника, средние уловы которых в 20-х годах составляли, соответственно, 130, 274 и 100т, а рыбопродуктивность колебалась в пределах 4,2-5,9 кг/га.

С вводом в эксплуатацию Северо-Крымского оросительного канала начался сброс больших объемов днепровской воды в южные районы Восточного Сиваша, в связи с чем экология заливов претерпела коренные изменения. Уже в 1979г. соленость воды в северных районах составляла 13,5 — 20,2 ‰, а в Южном водоеме — 49 ‰. Распреснение Восточного Сиваша обусловило не только улучшение газового режима, но и позволило гидробионтам освоить всю его акваторию. Биомасса зообентоса в Южном плесе возросла до 200 г/м², причем, более 90% этой величины составляла кормовая фракция, которая была представлена моллюсками *Abra ovata* и *Cerastoderma lamarci*. Индекс наполнения кишечника glossы достигал 280 ‰. Увеличение кормовой базы, расширение ареала нагула и площади нерестилищ, с оптимальной для размножения glossы соленостью воды (25-35 ‰), обусловило вспышку численности популяции вида. Высокие и устойчивые уловы glossы сохранялись на протяжении 8 лет (1979-1986гг.), когда соленость воды была благоприятной для эффективного нереста glossы. В этот период среднегодовой улов составлял 700 тонн, а максимальный — 918,7 тонн (1986г.). Рыбопродуктивность Восточного Сиваша возросла до 8,0-8,4 кг/га. Однако дальнейшее распреснение водоема (с 1993г. соленость воды Северных плесов не превышает 14,0-22,0 ‰) привело к резкому ухудшению условий естественного воспроизводства glossы, падению ее запасов и снижению кормности водоема. Последние семь лет основная часть популяции обитает в Южном плесе. Промысловый запас glossы стабилизировался на низком уровне — 150-240 тонн, а уловы не превышают 30-50т. Биомасса зообентоса уменьшилась до 70 г/м², индекс наполнения кишечника glossы составляет 80 — 100 ‰.

Аклиматизация в Азовском море дальневосточной кефали-пиленгас (с 1993г. началось промышленное использование популяции) не способствовала существенному увеличению уловов в Восточном Сиваше, в котором он не только нерестится, но и откармливается, а часть молоди зимует в лиманах и сбросных каналах с пресной водой. Ежегодный улов пиленгаса в южных районах Восточного Сиваша не превышает 100 тонн. В связи с ухудшением условий естественного воспроизводства промысловых видов рыб, рыбопродуктивность водоема резко уменьшилась и составляет 1,0-1,5 кг/га (1993-2000гг.).

Распреснение Восточного Сиваша привело также к повсеместному зарастанию водоема водной растительностью, среди которой доминирует *Cladophora*. Биомасса ее в течение года колеблется от 92 до 933 г/м², а годовая продукция составляет 1 млн. т. Помимо *Cladophora* в водоеме продуцирует огромное количество цветковых водорослей *Zostera* и *Ruppia*. На отдельных участках водоема они создают сплошные заросли. Общая годовая остаточная продукция фитобентоса оценивается в 1,8 млн. т.

В настоящее время экология Восточного Сиваша находится в крайне критическом состоянии. Продолжающийся сброс пресной воды в южные водоемы может превратить Восточный Сиваш в гниющее болото, уничтожив уникальную флору и фауну. В то же время, он сохраняет рыбохозяйственное значение не только, как естественный питомник морских видов рыб, но и как перспективный водоем для развития марихозяйств. Водоем требует срочных природоохранных мероприятий.

ЛИТЕРАТУРА

1. Воробьев В. П. Гидробиологический очерк Восточного Сиваша и возможности его рыбохозяйственного использования // Труды АзЧерНИРО. — 1940. — Т. 1, вып. 12. — С. 69 — 164.
2. Гидрометеорологический справочник Азовского моря. — Л. : Гидрометеорологическое изд-во, 1962. — 856 с.

ГІДРОХІМІЯ І ВОДНА ТОКСИКОЛОГІЯ

УДК 574.64 (282.2)

О.М. Арсан¹, Ю.М. Ситник¹, Г.Є. Киричук², Л.М. Янович²

¹Інститут гідробіології НАН України, м. Київ;

²Житомирський державний педагогічний університет імені Івана Франка, м. Житомир

ЕКОЛОГО-ТОКСИКОЛОГІЧНІ ДОСЛІДЖЕННЯ КОМПОНЕНТІВ ГІДРОЕКОСИСТЕМ МЕЖИРІЧЧЯ ПРИП'ЯТІ ТА СТОХОДУ

В останні два-три десятиліття двадцятого століття обов'язковою складовою частиною гідроекологічної оцінки впливу людини на водні екосистеми стала і еколого-токсикологічна їх характеристика [1]. Вона передбачає, як визначення вмісту власне токсичних речовин (пестицидів, важких металів, нафтопродуктів, фенолів, синтетичних поверхнево-активних речовин та інших), так і оцінку міграції, трансформації та накопичення їх в екосистемах водних об'єктів, в абіотичній частині (вода та донні відклади) і в гідробіонтах різних трофічних рівнів. У гідросферу потрапляють сотні тисяч речовин найрізноманітнішої хімічної природи — від простих елементів до найскладніших хімічних сполук, які взаємодіють між собою, утворюючи ще токсичніші сполуки, або нейтралізуючи одна одну [2]. Виходячи з цього перед нами стояло завдання провести екотоксикологічні дослідження компонентів гідроекосистем межириччя Прип'яті та Стоходу.

Матеріал та методика

Воду з поверхні водойм для токсикологічних досліджень відбирали загальноприйнятими методами [3-5] в серпні 2000 року на території регіонального ландшафтного парку (РЛП) “Прип'ять — Стохід” в таких точках: 1. р. Прип'ять, вище оз. Люб'язь; 2. оз. Люб'язь; 3. р. Прип'ять, нижче оз. Люб'язь; 4. р. Прип'ять, вище оз. Нобель; 5. оз. Нобель; 6. р. Прип'ять, нижче оз. Нобель; 7. р. Стохід, вище м. Любешів; 8. р. Стохід, нижче м. Любешів; 9. р. Стохід, гирлова ділянка; 10. р. Коростянка (дренажний канал).

Вміст нафтопродуктів визначали на спектрофотометрі “Specord 71 IR” згідно стандартних методик [6], пестицидів та СПАР — методом газорідинної хроматографії із використанням хроматографа “Цвет 500 М” [7], летких фенолів — за В.Лейте [6], важких металів у воді — на атомно-абсорбційному спектрофотометрі ААС-3 (Німеччина) [4].

Результати та обговорення

Інформація щодо еколого-токсикологічних досліджень річок Прип'ять та Стохід у фаховій літературі майже відсутня. В підручнику “Гідрохімія річок України” [8] серед інших довідкових матеріалів були приведені середні багаторічні концентрації важких металів у воді річки Стохід, що становили для міді — 2,5 мкг/л; для цинку — 2,0 — 6,0 мкг/л та для хрому — 1,0 — 9,0 мкг/л.

Як показали одержані нами результати, в поверхневих шарах води досліджуваних водойм концентрація нафтопродуктів знаходилася в межах 0,020 — 0,073 мг/л, що знаходиться на рівні ГДК_{рибогосп.}, або дещо перевищує його (в 1,3 — 1,4 рази). У воді Стоходу відмічено більш значне забруднення води нафтопродуктами в районі с.Зарудчі, що знаходиться нижче по річці після м. Любешів. Це можна пояснити як безпосереднім впливом міської та сільської агломерації, так і результатом скидів неочищених стічних вод.

Щодо летких фенолів, то їх концентрація у воді Прип'яті та Стоходу коливається в межах 0,4 — 4,7 мкг/л. На більшості ділянок відмічено перевищення ГДК_{рибогосп.} за вмістом летких фенолів у воді, особливо в місцях заростання акваторії вищою водною рослинністю. Неоднорідність у розподілі фенольних сполук по всій акваторії досліджуваних водойм РЛП “Прип'ять — Стохід”, в літній період,

свідчить про те, що основна маса цих речовин, ймовірно, утворюється за рахунок діяльності бактерій та продуктів життєвого виділення, відмирання і розкладу гідробіонтів, в першу чергу, фітопланктону, а також різноманітних біохімічних процесів протікаючих з різною інтенсивністю в різних частинах водойм. Одержані результати свідчать про те, що основна маса фенольних сполук у воді РЛП “ Прип’ять — Стохід “ має природне походження.

Інтенсивне застосування пестицидів в 50-60-ті роки минулого століття у сільському господарстві для боротьби із шкідниками агрокультур привело до включення їх в інтенсивний кругообіг речовин в природі та проникненню в водне середовище, де вони прямо контактують із різними гідробіонтами так чи інакше з ними взаємодіють. У водних екосистемах негативні наслідки від використання пестицидів проявилися значно різкіше та гостріше, ніж в наземних екосистемах.

Багаторічний досвід застосування ДДТ як основного засобу боротьби з личинками малярійного комара показав всю величину загрози, яку становлять хімічні засоби боротьби з шкідниками для здоров’я людини та довкілля [12]. В 70 — 80-х роках 20-го століття місце ДДТ зайняв гексахлоран (гамма-ізомер гексахлорциклогексану або ліндан), який також має широкий спектр токсичної дії на гідробіонтів.

На річці Прип’ять (включаючи і озера Люб’язь та Нобель) не виявлено у воді навіть мінімальних залишків пестицидів. На р. Стохід виявлено у воді α — та γ — ізомери ГХЦГ (0,013 та 0,012 — 0,020 мкг/л, відповідно). Такі рівні забруднення довкілля можуть пояснюватися попаданням у воду пестицидів, термін використання яких давно минув.

В річці Прип’ять зафіксовано вміст СПАР: аніонних — 17,1 — 40,0 мкг /л, що значно нижче ГДК_{рибогосп.}; катіонних — 8,9 — 15,0 мкг /л, що перевищує незначно ГДК_{рибогосп.} (12 мкг /л [8]). В річці Стохід зафіксовані більш значні рівні СПАР. Вони значно перевищують ГДК_{рибогосп.} по катіонних СПАР (від 2,5 до 20 разів), не зафіксовано підвищених концентрацій аніонних СПАР. Це є наслідком впливу стоків м. Любешів та використання річки для прання білизни жителями прибережних сіл.

Найнебезпечнішими із забруднювачів навколишнього природного середовища серед різноманітних хімічних сполук є важкі метали, бо, попавши одного разу в екосистему, вони нікуди не зникають, тільки перерозподіляються по її компонентах. В таблиці 1 викладені результати вимірювання концентрації важких металів у воді річок Прип’ять та Стохід.

Таблиця 1

Концентрація важких металів у воді (мкг/л) досліджуваних водойм РЛП “Прип’ять—Стохід”, серпень 2000 р.

№	Назва станції дослідження	Cu	Zn	Mn	Co
1.	р.Прип’ять, вище оз.Люб’язь	4,3	49,5	29,7	3,7
2.	оз. Люб’язь	3,8	37,8	30,9	3,0
3.	р.Прип’ять, нижче оз.Люб’язь	4,0	40,2	24,9	3,9
4.	р. Прип’ять, вище оз.Нобель	5,9	54,1	30,7	5,6
5.	оз.Нобель	3,2	40,7	30,0	5,4
6.	р.Прип’ять, нижче оз.Нобель	3,8	43,2	31,2	5,4
7.	р.Стохід, вище м.Любешів	5,7	33,2	55,0	2,0
8.	р.Стохід, нижче м.Любешів	5,5	39,7	50,2	2,9
9.	р.Стохід, гирлова ділянка	4,8	28,4	53,7	2,4
10.	р.Коростянка (дренажний канал)	1,9	20,1	14,3	1,7
		Cd	Pb	Ni	
1.	р.Прип’ять, вище оз.Люб’язь	0,3	10,3	6,7	
2.	оз. Люб’язь	0,3	11,1	6,9	
3.	р.Прип’ять, нижче оз.Люб’язь	0,4	8,7	5,7	
4.	р.Прип’ять, вище оз.Нобель	0,6	9,4	7,4	
5.	оз. Нобель	0,7	7,3	5,3	
6.	р.Прип’ять, нижче оз.Нобель	0,5	8,0	6,9	
7.	р.Стохід, вище м.Любешів	1,3	5,7	5,1	
8.	р.Стохід, нижче м.Любешів	1,7	6,9	6,4	
9.	р.Стохід, гирлова ділянка	0,9	6,0	6,0	
10.	р.Коростянка (дренажний канал)	0,7	2,7	5,0	

Вміст важких металів у воді річок Прип’ять та Стохід коливався у досить незначних межах (таблиця 1). Потребує додаткового вивчення дещо підвищена концентрація свинцю у воді в районі оз. Люб’язь та при впадінні річки Прип’ять в озеро Люб’язь. Співвідношення ГДК_{сан.-гід.} до ГДК_{рибогосп.} для важких металів у воді становить для марганцю — 100/10; для міді — 1000/1; для кадмію — 1/5; для цинку — 1000/10 та для свинцю ГДК_{сан.-гід.} становить 30 мкг / л [9]. За результатами наших досліджень зафіксовано перевищення ГДК_{рибогосп.} — по цинку та марганцю в 2-5 разів, по міді — в 3-6 разів; кадмій у воді реєструється на рівні ГДК_{сан.-гід.} та дещо його перевищує в районі м. Любешів.

Висновки

Аналіз отриманих даних, що характеризують еколого-токсикологічну ситуацію в річках Прип'ять та Стохід, показав наявність у воді нафтопродуктів та фенолів і незначне перевищення їх вмісту по відношенню до рибогосподарських ГДК. На ділянці Стоходу в районі смт.Любешів та прилеглих сіл виявлено наявність у воді гексахлорану, що є недопустимим, відповідно до діючих санітарно-гігієнічних та рибогосподарських нормативів.

Вміст СПАР у воді, а саме катіонних, у річці Стохід значно перевищує ГДК_{рибогосп.} (2,5-20 разів). Це пояснюється значним антропогенним впливом та обумовлено господарсько-побутовою діяльністю місцевого населення.

Отримані дані про концентрації важких металів у воді дозволили виявити перевищення рибогосподарських ГДК за вмістом цинку та міді.

ЛІТЕРАТУРА

1. Никаноров А.М., Жулидов А.В. Биомониторинг металлов в пресноводных экосистемах. — Ленинград: Гидрометеоздат, 1991. — 312 с.
2. Методы определения микроколичеств пестицидов в продуктах питания, кормах и внешней среде, под редакцией д.б.н. М.А.Клименко. — Москва: Колос, 1983. — 372 с.
3. Лурье Ю.Ю. Аналитическая химия промышленных сточных вод. — Москва: Химия, 1984. — 443 с.
4. Стандарт ИСО 5667 / 2. Качество воды. Отбор проб. Ч.2. Руководство по методам отбора проб. Ч. 3. Руководство по хранению и обработке проб. — 1993. — 56 с.
5. Лейте В. Определение органических загрязнений питьевых, природных и сточных вод. — Москва: Химия, 1975. — 200 с.
6. Горьв Л.М., Пелешенко В.І., Хільчевський В.К. Гідрохімія України. Підручник. — Київ: Вища школа, 1995. — 307 с.
7. Анисова С.Н., Лесников Л.А., Минаева Т.В., Ляшенко С.Ф. Обобщенный перечень предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды рыбохозяйственных водоемов. — Москва, 1990. — 46 с.
8. Правила охраны поверхностных вод от загрязнения сточными водами / Охрана окружающей среды. Под ред. Л.П.Шарикова. — Ленинград: Судостроение, 1978. — С. 193-222.
9. Шевцова Л.В., Алиев К.А., Кузько О.А. и др. Экологическое состояние реки Днестр. — Киев, 1998. — С. 38-39.

УДК 574.64 (285.3)(477-25)

**О.М. Арсан¹, Ю.М. Ситник¹, Т.М. Шаповал¹, І.Г. Кукля¹, О.О. Пасічна¹,
З.Б. Магомедова²**

¹Інститут гідробіології НАН України, м. Київ; ²Національний університет “Києво-Могилянська академія”

ЕКОЛОГО-ТОКСИКОЛОГІЧНІ ДОСЛІДЖЕННЯ ВНУТРІШНІХ ВОДОЙМ КИЄВА

У зв'язку з виконанням науково-дослідної роботи “Оцінити вплив агломерації міста Києва на стан водойм та розробити практичні рекомендації щодо їх ефективного використання у рекреаційних цілях та рибальстві колективів відділу екологічної токсикології приступив до вивчення еколого-токсикологічного стану озер, річок, струмків та ставків міської зони Києва. До водних об'єктів м.Києва належать озера (129), ставки (102), невеликі штучні водойми (43), джерела (32), річки (9), канали (27), струмки (28), протоки (2), затоки (24), загальна кількість яких становить 431 з площею водного дзеркала 2347,34 га (за даними ДКП «Плесо»). Токсичні речовини у водному середовищі впливають на різні ланки обміну речовин у гідробіонтів, викликаючи порушення нормального функціонування фізіологічних систем, що врешті може призвести до загибелі організмів. Основним, найнебезпечнішим антропогенним впливом на водне середовище є хімічне забруднення внаслідок попадання у водойми токсичних речовин з промисловими стічними та баластними водами, осідання шкідливих речовин із повітряни викидів на водну поверхню, надходження отрутохімікатів із сільськогосподарських угідь та інших територій із ґрунтовим стоком та через атмосферу.

Наші літературні пошуки дають підставу стверджувати, що еколого-токсикологічні дослідження водойм міської зони Києва почалися тільки на початку 80 років минулого століття [5], і носили досить строкатий та несистематичний характер. І все ж далі приводимо короткий огляд наявної літературної інформації [1-4]. Вміст у воді аніонних синтетичних поверхнево-активних речовин (СПАР) у Корчуватських ставках становив величини в межах 0,094 — 0,0216 мг/л [5].

Під час проведення робіт групи дослідників Інституту гідробіології НАН України [3] на водоймах та водотоках м.Києва (18 точок) в 1992 р. було зафіксовано перевищення санітарно-гігієнічних ГДК по кадмію в 1,5 — 10 разів. В річці Сирець зафіксовано перевищення ГДК по свинцю в 1,5 рази. В донних

відкладах поблизу більшості водоскидів виявлено перевищення кларкового вмісту свинцю в 1,2 — 5 разів та цинку в 1,1 — 5,5 разів. Вміст у воді інших важких металів (Fe, Cu, Cr, Ni) звичайно не перевищує ГДК. Відмічено перевищення ГДК в 3 — 7 разів вмісту фенолів у воді, також у стоках, які поступають у р. Либідь з території Київського судоремонтного заводу, в дарницькому меліоративному каналі (ДМК) та розташованому поблизу моста ім. Патона ливнестоці. Всі обстежені водостоки сильно забруднені нафтопродуктами. Особливо непридатні для існування гідробіонтів умови були зафіксовані в річках Сирець та Либідь, Подольському колекторі, ДМК, які несуть постійно змінну суміш ливневих та промислово — побутових стоків, де відмічені перевищення ГДК нафтопродуктів у 60 — 300 разів.

У водоймах на території Мінського району м. Києва в липні — серпні 1986 р. колективом авторів [2] були проведені комплексні гідроекологічні дослідження та визначено вміст важких металів, хлорорганічних пестицидів та аніонних СПАР. Вміст хлорорганічних пестицидів у воді Оболонських озер та інших водойм Мінського району м. Києва знаходиться на рівні глобального забруднення та змінюється в межах 0,07 мкг/л для окремих сполук, що свідчить про відсутність поступання цих речовин із стічними водами. Досліджені водойми досить сильно забруднені нафтою та нафтопродуктами, особливо озера Опечень, Редьчине, Лугове, Вербне та затока Північна, концентрація яких в 4 — 15 разів перевищує санітарно — гігієнічні ГДК (0,3 мкг/л). Щодо придатності води для рибогосподарських цілей, то в ряді випадків фіксується перевищення відповідних величин ГДК по деяким важким металам та СПАР. Зокрема, в оз. Опечень (верхнє) вміст міді перевищує величину ГДК_{рибогосп.} в 4,3 рази, оз. Богатирське — в 6,4 рази, в оз. Мінське відмічено перевищення ГДК_{рибогосп.} по цинку в 3,5 рази, по міді — в 4,4 рази, в затоці Північна перевищення по міді в 2,1 рази, по цинку — в 1,7 рази; в оз. Пташине — по міді в 2,3 рази, по цинку — в 1,3 рази, по нікелю — в 1,7 рази. Перевищення ГДК_{рибогосп.} по вмісту аніонних СПАР спостерігається в більшості досліджених водойм і затоці Північна — в 1,9 рази, в оз. Лугове — 2,8 рази, а в оз. Пташине — 2,1 р.

Дослідження деяких внутрішніх водойм Оболоні були продовжені в 1996 році [1]. Так, вміст важких металів в воді озера Опечень-верхнє становив (мкг/л): Fe — 99,6; Mn — 0,06; Zn — 3,0; Cu — 4,8; Ni — 5,3; Co — 4,0 Cd — 2,3. Серед інших токсичних речовин зафіксовано вміст (мкг/л) слідуючих: хлорорганічні пестициди — ГХЦГ (сумарно) — 0,125, ДДТ (сумарно) — 0,01 та нафтопродуктів — 1,5 — 4,5 мкг/л. Відмічено, що зафіксований високий рівень вмісту нафтопродуктів у воді обумовив виражений нафтовий запах та присмак у риби, що наявна в озері (лящ, синець, верховодка, плоскирка та ін.).

Отже, проведені літературні пошуки дозволили зробити висновки про мінімальну еколого-токсикологічну вивченість внутрішніх водойм м. Києва та наявність усіх досліджуваних токсичних речовин у воді та інших складових компонентах екосистем.

ЛІТЕРАТУРА

1. Афанасьев С.А. Характеристика гидробиологического состояния разнотипных водоемов г. Киева // Вопросы экологии. — 1996. — № 1-2. — С. 112-118.
2. Афанасьев С.А., Колесник М.П., Давыденко Т.В. и др. Санитарно-гидробиологическое состояние озер и заливов жилого массива Оболонь г. Киева. Гидроэкологические проблемы внутренних водоемов Украины // Сб. научн. тр. — Киев: Наук. думка, 1991. — С. 98-109.
3. Плигин Ю.В., Щербак В.И., Арсан О.М. и др. Влияние поверхностного стока на биоту Каневского водохранилища в районе г. Киева и рекомендации по его очистке // Матер. междунар. научно-практ. конф. "Экология городов и рекреационных зон". — Одесса: Астропринт, 1998. — С. 272-277.
4. Сытник Ю.М., Осадчая Н.Н. Тяжелые металлы в воде и донных отложениях оз. Луговое (Оболонь, г. Киев) // Вода и здоровье. — 98. Матер. междунар. научно-практ. конф. 15 — 18 сентября 1998 г., г. Одесса — Одесса: Астропринт, 1998 — С. 372-375.
5. Щербак В.И., Плигин Ю.В., Бойко Т.М. и др. Санитарно-гидробиологическое состояние Корчеватских прудов в Киеве // Гидробиол. журн. — 1986. — Т.22, № 6. — С. 94-96.

УДК 612.015.3: 577.17: 597.554.3

Р.Б. Балабан

Тернопільський державний педагогічний університет ім. Володимира Гнатюка, м. Тернопіль

АКТИВНІСТЬ ТРАНСАМІНАЗ ТА ГЛУТАМАТДЕГІДРОГЕНАЗ В ОРГАНІЗМІ КОРОПА ПРИ ІНТОКСИКАЦІЇ ІОНАМИ СВИНЦЮ

Останнім часом забруднення іонами важких металів стало одним з лімітуючих екологічних факторів водних екосистем. В зв'язку з цим, становить інтерес питання про механізми і можливості адаптації

гідробіонтів до вказаних токсикантів. Одним із способів адаптації до абіотичних та біотичних факторів середовища у риб є висока динаміка обміну і оновлення азотистих сполук, перш за все білків [1].

В основі розвитку патологічного процесу завжди лежать одні й ті ж порушення ферментних реакцій. Імовірність, з якою зміни специфічних ферментних реакцій можна ідентифікувати як причину чи наслідок певних патологічних станів, широко варіює. Саме тому ми зробили спробу знайти зв'язок між змінами активності трансаміназ та глутаматдегідрогеназ і особливостями розвитку певних патологічних станів, спричинених інтоксикацією іонами свинцю.

В лабораторних умовах вивчався вплив вказаного металу в концентраціях 2 та 5 ГДК на активність досліджуваних ферментів в тканинах дворічок коропа при аклімації протягом 14 діб. Аналіз отриманих результатів показує, що активність трансаміназ має субклітинні відмінності. Зокрема, у риб контрольної групи, як правило, спостерігається менша активність переамінування у мітохондріях порівняно з цитоплазмою. Проте, за дії іонів свинцю, активність АсАТ в мітохондріях як у печінці, так і у м'язах зростає у 2-6 разів, тоді як активність цитоплазматичної форми залишається близькою до її рівня в контролі. Зростання активності цитоплазматичної АлАТ у м'язах протягом 14 діб за інтоксикації підвищеними дозами іонів свинцю може бути ознакою участі даного ферменту у процесах його детоксикації у складі метаболічної системи глюкозо-аланінового циклу [2, 4], оскільки відомо, що АлАТ — один з основних компонентів аланінової системи виведення аміаку, а вплив на риб токсикантів в дозах, близьких до летальних, викликає реакцію, схожу до гострого аміачного токсикозу [3].

В мітохондріальній фракції активність АсАТ збільшується в кілька разів як у м'язах, так і в печінці. Переважання мітохондріальної активності АсАТ можна пояснити посиленням іонами свинцю процесів аеробного окислення амінокислот у ЦТК і активацією малат-аспартатного човникового механізму транспорту позитивно заряджених іонів в мітохондріях. Деякі інші закономірності зміни активності АлАТ мають місце в мітохондріях. Якщо в печінці активність ферменту зростає значно, що може свідчити про участь цього ферменту в перерозподілі інтермедіатів енергетичного обміну, який змінюється при інтоксикації іонами металів, то в м'язах відбувається незначне зростання тільки при концентрації металу 0,2 мг/л, а за рівня свинцю у воді 0,5 мг/л — фермент інгібує.

Дослідження глутаматдегідрогеназної активності у м'язах та печінці коропа за дії іонів свинцю показали, що токсикант інгібує обидві форми ферменту. В м'язах, при дії цих іонів в концентрації 0,2 мг/л співвідношення реакцій ГДГ зміщується в бік синтезу глутамату, як результат посилення зв'язування аміаку, який утворюється внаслідок токсичного стресу. Високі концентрації металу інтенсивність цього процесу пригнічують, хоча загальна спрямованість метаболізму в бік синтезу залишається.

Співвідношення активностей NAD і NADP-залежних ГДГ в печінці під впливом іонів свинцю зміщується в бік синтезу глутамату. Це, можливо, пояснюється тим, що в печінці відбувається перерозподіл продуктів амінування для синтезу інших амінокислот, що забезпечує адаптивні реакції організму до стрес-фактора. Помітна і тканинспецифічна дія іонів свинцю на активність різних форм ГДГ. Якщо активність NAD(H)-залежної форми і у печінці і в м'язах має незначне відхилення від контрольних показників, то у присутності NADP(H) глутаматдегідрогеназна активність в м'язах значно зростає, хоча залишається більш стабільною в печінці.

Виходячи з отриманих даних можна припустити, що реакція ферментних систем на дію іонів важких металів має тканинну специфіку та залежить від концентрації токсиканта у водному середовищі. Адаптація до дії іонів важких металів полягає у мобілізації пулу інтермедіатів і перебудові обміну речовин у напрямку протидії на вплив зовнішнього стрес-фактору. Роль трансаміназ у цей час може полягати у перерозподілі амінокислотних резервів з метою використання одних для детоксикації аміаку (глутамат, аспартат, аланін), інших — у енергетичних цілях в зв'язку із зростанням енерговитрат організму на процеси адаптації [6].

За рахунок активного функціонування глутаматдегідрогеназної системи здійснюється детоксикація надлишкового аміаку, який утворюється в організмі при отруєнні важкими металами, а також забезпечується необхідним субстратом ферментна система синтезу амінів та про зміщення рівноваги в бік утворення глутамату у дослідних риб порівняно з контрольними. Крім того, певну роль ГДГ відіграють у підтриманні гомеостазу інтермедіатів та регуляції швидкості аеробної системи окислення.

Отже, за інтоксикації риб важкими металами відбуваються однотипні зміни в активності молекулярних форм ферментів човникового механізму. Висока активність ГДГ і АсАТ забезпечує активну роботу мітохондріальної частини малатного човникового механізму. Це створює спрямований і регульований потік молекул НАДН в дихальний ланцюг, результатом чого є адекватне утворення АТФ в цих умовах [5].

ЛІТЕРАТУРА

1. Лав Р.М. Химическая биология рыб. — М.: Пищевая пром-сть, 1976. — 187 с.

2. Ленинджер А. Основы биохимии. — М.: Мир, 1985. — Т.2. — 368 с.
3. Лукьяненко В.И. Общая ихтиотоксикология. — М.: Легк. и пищ. пром-сть, 1983. — 320 с.
4. Смирнов А.В. Роль глюконеогенеза при физической деятельности // Успехи совр. биол. — 1984. — Т. 97, № 3. — С. 399-412.
5. Хватова Е.М., Шлапакова Т.И., Лавровский с.Н., Савельева С.Н., Дерябина Т.И. Роль малатдегидрогеназы и аспарат-амиотрансферазы в регуляции потока Н⁺-эквивалентов в дыхательную цепь при острой гипоксии / Дегидрогеназы в норме и патологии. — Горький, 1980. — С. 63-66.
6. Хочачка П., Сомеро Дж. Биохимическая адаптация. — М.: Мир, 1988. — 568с.

УДК 556. 531. 4 (498. 81)

Ю.И. Богатова, Г.П. Гаркавая

Одесский филиал Института биологии южных морей НАН Украины, г. Одесса

ОСОБЕННОСТИ ФОРМИРОВАНИЯ ГИДРОХИМИЧЕСКОГО РЕЖИМА СТЕНЦОВСКО-ЖЕБРИЯНСКИХ ПЛАВНЕЙ ДЕЛЬТЫ ДУНАЯ

Стенцовско-Жебриянские плавни (СЖП) — участок плавней дельты Дуная вошедший в 1999 г. в состав Дунайского биосферного заповедника. СЖП образовались на месте заиления древнего морского лимана. Реконструкция русел, строительство каналов, шлюзов, дамб, дорог и др. привело к нарушению природных условий плавней. Водоснабжение плавней регулируется системой шлюзов на входе дунайской воды (шлюз Межколхозного канала) и на сбросе в море (шлюзы Приморский и Вилковский). Строительство канала Дунай-Сасык разделило плавни на две отдельные экосистемы, водообмен между которыми осуществляется через единственный дюкер, проложенный под каналом. Это привело к резкому ухудшению водообмена между различными участками плавней, развитию слабопроточных и застойных зон. В настоящий момент часть плавней осушена и превращена в рисовые поля. Сбросная вода, насыщенная удобрениями, после полива сбрасывается в плавни. Кроме того, сюда поступают воды из оросительных систем юга Украины с высоким содержанием биогенных веществ. При зарегулировании водного стока СЖП роль атмосферных осадков возросла, и они служат существенным источником воды в плавнях.

Исследования 1995-98 гг. показали, что качество воды в плавнях формируется за счет поступления вод Дуная 39 %, сбросов из оросительных систем 20 % и атмосферных осадков 41 %. Поступающие в плавни вещества распределяются между этими источниками в следующем процентном отношении: взвешенные — 28, 19 и 22; растворенные органические — 10, 64 и 26; общий азот — 32, 41 и 27; кремний — 38, 25 и 37; общий фосфор — 24, 17, 59.

Анализ данных по среднегодовой динамике гидрохимических показателей выявил, что в процессе прохождения воды через плавни ее качество значительно изменяется. Было установлено, что в Стенцовских плавнях, по сравнению с дунайской водой, происходит повышение минерализации воды за счет дренажного стока в 5-6 раз и в среднем составляет 3,0 мг/л. В Жебриянских плавнях минерализация воды составляет 2,5 мг/л и обусловлена интрузией морской воды. В Межколхозном канале, по которому вода из Дуная поступает в плавни, отмечается снижение количества взвешенных веществ, нитратов, фосфатов, увеличивается содержание кислорода и органического вещества. Это связано с замедлением течения в канале и интенсивным развитием здесь погруженной растительности. В данной системе канал выполняет роль мощного биофильтра и отстойника особенно в период перекрытия шлюзов. При прохождении воды через плавни последовательно уменьшается содержание взвешенных веществ (до 75%) за счет процессов седиментации и фильтрации через заросли тростника. Было установлено, что на большей части территории СЖП деструкционные процессы преобладают над продукционными. Минимальные значения кислорода в летний период отмечались в районе дюкера — 0,20-4,40 мг/л, при 2,2-43,5 % насыщения. Характерной особенностью кислородного режима в летний период было снижение концентраций ночью и в предутренние часы до — 0-0,5 мг/л и увеличение к полудню до 10-15 мг/л, при насыщении более 150%. На значительных участках плавней с минимальным содержанием кислорода отмечалось появление метана, сероводорода. На застойных, со слабой динамикой вод участках и в районе поступления дренажных вод значения сероводорода достигали 1,75 мг/л. Только на мелководных, с хорошей проточностью участках содержание кислорода в течение суток резко не изменялось и составляло 80-120 % насыщения.

По мере удаления от Дуная и районов сброса вод в плавнях резко уменьшается количество фосфатов, нитратов. В Стенцовских плавнях, по сравнению с Жебриянскими, в годы повышенной

водности отмечается более высокий уровень фосфатов. Содержание кремния увеличивается от Дуная до района дюкера, где происходит накопление и деструкция отмершего фитопланктона. Высокие концентрации также отмечались на участках максимального развития диатомовых водорослей и обусловлены быстрым темпом деструкции отмершего фитопланктона. Содержание азота органического как в дунайской воде, так и в плавнях, было значительным — 0,56-28,4 мг/л. Для СЖП характерно высокое содержание лабильных органических веществ. В Стенцовских плавнях их концентрации были в 3 раза, а в Жебриянских плавнях в 2 раза выше, чем в воде Дуная. Это связано как с поступлением органических веществ с сбросными водами и речным стоком, так и с интенсивной деструкцией фитопланктона и растительных остатков.

Гидрохимические условия СЖП изменялись в период большой воды и открытия шлюзов. Однако значительного улучшения кислородных условий не отмечалось, содержание кислорода возрастало с 0,48 до 1,58 мг/л. Это связано с тем, что количество органических веществ не уменьшалось, а происходил его перенос с одного участка плавней на другой. Сезонная динамика гидрохимических показателей в СЖП имеет значительную амплитуду и зависит от уровня воды в плавнях и скорости продукционно-деструкционных процессов. От весны к лету отмечалось уменьшение концентраций биогенных веществ, а осенью — увеличение, связанное с процессами минерализации. Сезонная динамика органических веществ носит противоположный характер.

Донные отложения плавней — один из важных компонентов экосистемы, обеспечивающий и регулирующий здесь содержание биогенных веществ. Они представляют собой слой жидкого ила с высоким содержанием азота, фосфора, кремния. Донные отложения СЖП формируют взвешенные вещества, которые поступают с речным стоком, сбросными водами из оросительных систем и отмершее органическое вещество автохтонного происхождения. Биогенные вещества из донных отложений плавней поступают в воду при ветровом перемешивании, биотурбации, при развитии восстановительных условий на границе вода-донные отложения. Интенсивность потока соединений азота и фосфора из донных отложений в воду определяется количеством в них лабильного органического вещества.

Поровые воды донных отложений Стенцовских плавней, в которые поступают дунайские и сбросные воды, содержат в 1,8 раз фосфатов, в 1,6 раз фосфора органического, в 1,5 раз кремния больше, чем в Жебриянских. В Жебриянских плавнях накопление нитратов происходило в 1,6 раз интенсивнее, чем в Стенцовских, что связано с развитием в донных отложениях Жебриянских плавней окислительных процессов, а в Стенцовских — восстановительных.

Исследования, проведенные в осенний период 1999г. показали, что в СЖП продолжают развиваться восстановительные процессы, фиксировалась гипоксия, образование сероводорода, накопление органических веществ в воде и донных отложениях. Аномально высокие температуры воздуха и воды, низкий уровень воды в Дунае привели к ухудшению качества воды, особенно на застойных участках СЖП.

Таким образом, одним из основных условий улучшения кислородного режима плавней, может быть уменьшение поступления и накопления в воде и донных отложениях органического вещества аллохтонного и автохтонного происхождения, усиление водообмена, особенно между Стенцовскими и Жебриянскими плавнями. Не проведение мероприятий по восстановлению природных условий СЖП повлечет за собой дальнейшую деградацию этого уникального участка дельты Дуная.

ЛИТЕРАТУРА

1. Біорізноманітність Дунайського біосферного заповідника, збереження та управління. — К.:Наукова думка,1999. — 702 с.

УДК 574.583:574.64

Л.П. Брагінський

Київське відділення Українського гідроекологічного товариства, м. Київ

ЗАГАЛЬНІ ЗАКОНОМІРНОСТІ ВІДГУКІВ ПЛАНКТОННИХ СПІВТОВАРИСТВ НА ВПЛИВ ТОКСИКАНТІВ

Токсифікація водяного середовища — глобальний процес, що охоплює протягом останніх десятиріччя всі морські і континентальні водойми світу. Він зумовлений застосуванням в промисловості «брудних» технологій, прогресуючою урбанізацією, хімізацією сільського господарства, використанням сотень

тисяч нових хімічних продуктів-ксенобіотиків, що включаються в біотичний кругообіг біосфери і кінець-кінцем потрапляють у водне середовище. Крім залпових і аварійних викидів стічних вод та інших екстремальних чинників, з катастрофічними наслідками у вигляді заморів риб та безхребетних, токсифікація найчастіше є наслідком систематичного надходження у водні об'єкти токсикантів з різних джерел, що об'єднуються загальним поняттям «токсикогенний стік».

Нами узагальнено матеріали багаторічних експериментальних та натурних досліджень з вивчення відгуків компонентів прісноводного планктону на токсичні забруднення різної хімічної природи (гербіциди, інсектициди, важкі метали, поверхневоактивні речовини, нові синтетичні продукти тощо). Застосовувалися методи біотестування на лабораторних тест-культурах водоростей та безхребетних, експерименти в акваріумах, на мікрокосмах, ставках, заплавних водоймах, де провадилися систематичні спостереження за динамікою популяцій планктонів та структурою їхніх співтовариств в умовах забруднення.

Різні компоненти планктону реагують на токсичні впливи неоднозначно. На фітопланктон токсиканти справляють стимулюючий, пригнічуючий (альгостатичний) або смертельний (альгіцидний) вплив залежно від концентрації та тривалості дії. Показниками токсичної дії є зниження інтенсивності або повне припинення фотосинтезу, зміна співвідношень між первинною продукцією та деструкцією, зрештою — лізис водоростевих клітин. Внаслідок вибіркової елімінації видів з різною чутливістю та стійкістю до токсикантів в співтовариствах відбувається зміна домінант і перебудовується їх структура (токсикогенна сукцесія). Бактеріопланктон загалом реагує таким же чином, як фітопланктон — зниженням бактеріальної продукції, посиленням бактеріальної деструкції, зміною співвідношень різних фізіологічних груп бактерій. В деяких випадках (катіоногенні СПАР) спостерігається бактерицидний ефект.

Зоопланктон — найбільш чутливий до токсикантів компонент планктонних біоценозів. З його складу при токсичному затруєнні водойм перш за все елімуються гіллястовусі ракоподібні-фільтратори. Коловертки можуть, навпаки, підвищувати свою чисельність. Веслоногі ракоподібні, як правило, значно стійкіші. Тому в токсифікованих екосистемах структура зоопланктонних ценозів змінюється з кладоцерно-копеподної на копеподно-ротаторну. При більш тривалих і сильних впливах елімуються і ці компоненти зоопланктону.

Пригнічуючий вплив малих концентрацій токсикантів на планктонних ракоподібних експериментально прослідковано на численних прикладах в ряді 3-5 і більше поколінь гіллястовусих з коротким життєвим циклом: зниження плодючості, фактичної та потенціальної продуктивності, тривалості життя, якості нащадків тощо.

УДК [594: 574. 64] (282. 247. 32)

Н.В. Брень

Институт гидробиологии НАН Украины, г. Киев

ДУВСТВОРЧАТЫЕ МОЛЛЮСКИ КАК БИОИНДИКАТОРЫ НА ПОЛИМЕТАЛЛИЧЕСКОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ВЕРХНЕГО ДНЕПРА

В последние десятилетия наметилась тенденция к увеличению поступления в пресноводные экосистемы токсических веществ различной химической природы, содержащих тяжелые металлы. В решении проблемы загрязнения окружающей среды биологические методы индикации и контроля приобретают значительную актуальность.

Для экологической оценки уровня аккумуляции тяжелых металлов в гидробионтах, а также степени их влияния на водные организмы необходимо знать закономерности накопления металлов гидробионтами, а также и тканевое распределение их организме. В большинстве случаев содержание металлов в теле беспозвоночных не является видоспецифическим признаком. В основном, уровни содержания тяжелых металлов зависят от места обитания и кормовой базы гидробионтов. Таким образом, можно говорить об экологической специфике аккумуляции тяжелых металлов. Значительная роль в процессах самоочищения водоемов от полиметаллического загрязнения принадлежит двустворчатым моллюскам. Акватория верхнего Днепра в наибольшей мере пострадала от аварии на Чернобыльской АС. Здесь отмечено высокое содержание тяжелых металлов в воде и донных отложениях, что повлекло за собой, соответственно, и ответную реакцию у гидробионтов.

Матеріал и методика

С целью установления закономерностей накопления и особенностей тканевого распределения тяжелых металлов (Fe, Mn, Zn, Pb, Co, Ni, Cu, Cd) двустворчатыми моллюсками, обитающими в верхнем Днепре, были взяты два вида — *Anodonta* sp. и *Unio* sp. Моллюски собирались вручную на мелководьях, или при помощи трала. Анализ на содержание тяжелых металлов в органах и тканях моллюсков проводили по стандартной методике атомно-абсорбционным методом в 6 повторностях. Расчет содержания тяжелых металлов в тканях моллюсков производился в мкг/г сухой массы.

Результаты исследований

Проведенные комплексные полевые исследования дали возможность прийти к выводу, что уровни содержания металлов у гидробионтов не являются видоспецифическими, а в большей степени зависят от уровня загрязнения данного биотопа. У двустворчатых моллюсков уровень накопления металлов в значительной мере зависит от структуры донных отложений. Донные отложения аккумулируют тяжелые металлы в количествах, которые часто превышают фоновые величины. Уровень накопления в них металлов в значительной мере зависит от структуры донных отложений. Если на верхнем участке это супесчаная почва или песчанистый ил, то нижняя часть исследуемого участка верхнего Днепра представлена заиленным песком и глинистым илом. Сопоставление полученных результатов дает возможность объяснить полученные нами данные по содержанию тяжелых металлов у моллюсков. Вместе с тем, очевидным становится факт тканевой избирательности тяжелых металлов в организме моллюсков. Это объясняется, прежде всего, интенсивностью прохождения в них метаболических процессов (например — раковина и мягкие ткани у моллюсков). Так, у *Anodonta* sp. межтканевое распределение тяжелых металлов было следующим: в мантии — 41,9%, печени — 24,6%, в мышцах — 23,6%, минимальное — в раковине 9,95%. У *Unio* sp. 27,4% всех металлов накапливалось в мантии, в печени — 30,4%, мышцах — 30,8%, раковине — 11,4%. Обращает на себя внимание значительное увеличение содержания свинца в органах и тканях моллюсков и перемещение его на одно из первых мест среди металлов по накоплению в организме. Аналогичная картина наблюдалась только на Киевском водохранилище и только на отдельных участках. У *Anodonta* sp. максимальные количества свинца накапливались в печени и мантии, а минимальное — в раковине; *Unio* sp. — наибольшее количество в печени, а наименьшее в мантии.

Анализируя проблему очистительной функции двустворчатых моллюсков, которую они выполняют, изымая избыточное количество тяжелых металлов из водотока, следует также учитывать и роль металлов в самом организме животного, которая не всегда является положительной.

Исследования, проведенные на верхнем Днепре, позволяют сделать соответствующие выводы. При сопоставлении литературных данных о содержании тяжелых металлов в воде и донных отложениях с результатами наших исследований показано, что двустворчатые моллюски достаточно адекватно реагируют на изменение уровня содержания тяжелых металлов в окружающей среде. Это позволяет использовать моллюсков в качестве биомониторов полиметаллического загрязнения, особенно в зонах, наиболее подверженных антропогенному воздействию. Верхний Днепр является зоной пострадавшей от Чернобыльской аварии, и наши результаты, полученные впервые для данного региона, указывают на достаточно высокие уровни содержания тяжелых металлов в органах и тканях моллюсков. Это может служить основанием для использования их как биомониторов загрязнения тяжелыми металлами данного участка Днепра.

УДК [556. 531. 4/524. 581. 526. 325](282. 247. 32)

Т.О. Васильчук, П.Д. Клоченко, О.В. Бусигіна

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

КОМПОНЕНТНИЙ СКЛАД РОЗЧИНЕНИХ ОРГАНІЧНИХ РЕЧОВИН р. ПРИП'ЯТЬ ТА ЙОГО ЗВ'ЯЗОК З РОЗВИТКОМ ФІТОПЛАНКТОНУ

Річка Прип'ять — найбільша права притока Дніпра, що розташована в основному в Поліссі. Формування органічної речовини в ній зумовлене, перш за все, стоковими поверхневими водами із заболоченого, покритого великою кількістю торфяників, басейну. Важливим фактором, що впливає на динаміку органічної речовини водотоку і часто визначає її вміст та якісний склад, є також водність року.

Проби води для вивчення сезонної динаміки РОР та їх компонентного складу відбирали протягом 1998 року в районі м. Чорнобиль. Одночасно в них визначали видовий склад, чисельність та біомасу фітопланктону.

Відомо, що перманганатна та біхроматна окисність дає досить приблизне уявлення про вміст органічної речовини у природних водах. Тому для вивчення кількісного та якісного складу РОР води р. Прип'ять, окрім БО і ПО та органічного азоту і фосфору, про що було повідомлено раніше [1], ми визначали в ній вміст гумінових та фульвокислот, білковоподібних речовин та вуглеводів.

Для вивчення компонентного складу РОР була застосована схема систематичного аналізу з використанням іонобмінної та гель-хроматографії [6].

Гумусові речовини. Про те, що чисельність водних організмів, а саме планктонних водоростей, залежить від кількості наявних у воді гумусових речовин (ГР), відомо давно, однак визначення концентрації ГР при цьому не здійснювалось, а їх вміст часто пов'язували з кольоровістю води. Проведені нами дослідження свідчать про те, що концентрація гумінових (ГК) та фульвокислот (ФК) у воді р. Прип'ять досить висока і коливається в межах: ФК — 22,5 — 51,6 мг/л, ГК — 1,8 — 6,3 мг/л. Це суттєво перевищує аналогічні показники для всіх дніпровських водосховищ [2]. Статистична обробка отриманих даних указує на те, що між динамікою вмісту ФК та ГК і біомасою фітопланктону існує зворотня залежність, яка характеризується високими й достовірними коефіцієнтами кореляції ($r = -0,91$; $r = -0,87$) (рис. 1). Це підтверджує тезу щодо пригнічення розвитку водоростей у воді, яка містить багато ГР. Аналіз структури фітопланктону показав, що це стосується перш за все діатомових водоростей ($r = -0,91$; $r = -0,90$), які переважали в р. Прип'ять Протягом наших досліджень.

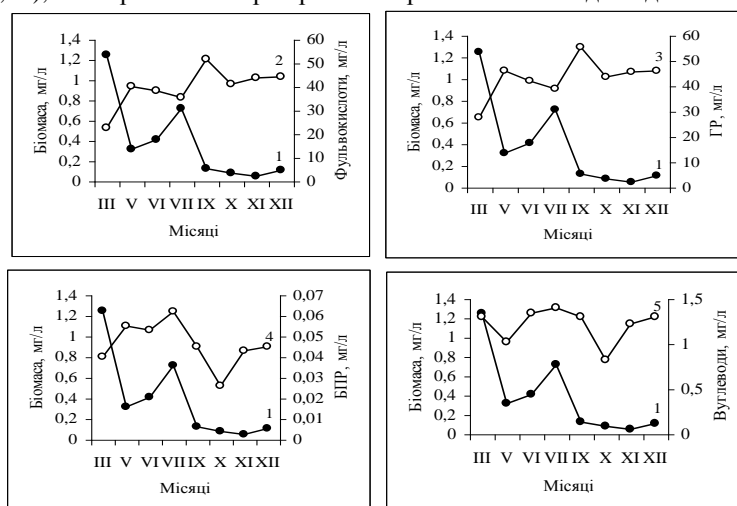


Рис. 1. Динаміка біомаси фітопланктону (1), ФК (2), ГР (3), БПР (4) та вуглеводів (5) у воді р. Прип'ять.

ГР є високомолекулярними поліелектролітами, молекулярна маса яких залежить як від джерела походження, так і від фракційного складу. Встановлено, що середня молекулярна маса ГР торфу значно більша, ніж ґрунтів та вод [4]. Аналіз молекулярно-масового розподілу (ММР) ФК води р. Прип'ять виявив досить високу масову частку сполук з молекулярною масою > 1000 Дальтон (рис. 2), що пов'язане з розташуванням цієї річки у гумідній зоні та збагаченням її води поверхневими та ґрунтовими водами, переважно торф'яного і болотного характеру. Найбільше високомолекулярних сполук ФК виявлено навесні під час повені, тоді як в подальшому спостерігалось поступове зменшення їх вмісту аж до зими, однак протягом всього періоду досліджень масова частка цих сполук залишалася досить високою. Низькомолекулярні ФК з молекулярною масою < 200 Да склали незначний відсоток — від 0,6 до 6,2.

Білковоподібні речовини (БПР) у воді р. Прип'ять в загальній сумі органічних речовин, що містять азот, мають невелику частку. Їх вміст за період наших спостережень становив 0,024 — 0,062 мг/л, що майже на порядок нижче, ніж у воді Київського водосховища [3]. Проведений кореляційний аналіз показав, що між вмістом БПР та біомасою фітопланктону спостерігався позитивний, хоча і не досить достовірний ($r = 0,23$) взаємозв'язок (див. рис. 1).

Дані молекулярно-масового розподілу БПР свідчать про те, що серед них в переважають, в основному, сполуки з молекулярною масою < 1000 Да, але залежно від сезону ММР БПР має свої відмінності. Так, навесні спостерігалась найбільша кількість (близько 13%) високомолекулярних речовин з масою > 30 тис. Да, а влітку ця частка зменшилась до 1,5% з одночасним суттєвим підвищенням (до 96,2%) вмісту низькомолекулярних сполук (< 1000 Да).

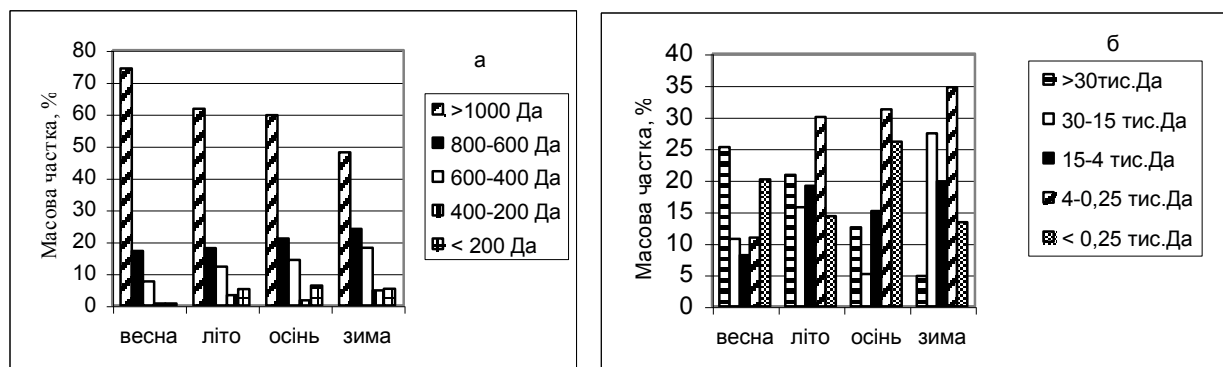


Рис. 2. Сезонний молекулярно-масовий розподіл ФК (а) та вуглеводів (б) в р. Прип'ять

Вуглеводи. Водорості є потужним джерелом надходження вуглеводів у воду. Як свідчать літературні дані [5], ці речовини накопичуються у водній товщі на самій останній стадії розвитку фітопланктону, а особливо — в наступному за нею періоді масового відмирання. Проведені нами спостереження показали, що концентрація вуглеводів у воді р. Прип'ять коливалась у межах 0,82 — 1,40 мг/л і знаходилась у прямому взаємозв'язку з інтенсивністю розвитку фітопланктону ($r = 0,41$) (див. рис. 1). Вуглеводи є сполуками з широким діапазоном молекулярної маси. Однак, на відміну від Київського водосховища, у воді р. Прип'ять виявлено значно більше полісахаридів, ніж редуруючих цукрів. Найбільша кількість високомолекулярних вуглеводів з молекулярною масою > 30 тис. Да виявлена навесні, тоді як моносахариди (< 250 Да) переважали восени.

ЛІТЕРАТУРА

1. Васильчук Т. А., Ключенко П. Д. Динамика содержания биогенных и органических веществ в некоторых притоках Днепра и её связь с развитием фитопланктона // Гидробиол. журн. — 2001. — Т. 37, № 1. — С. 36–47.
2. Линник П. Н., Васильчук Т. А., Болелая Н. В. Гумусовые вещества в воде днепровских водохранилищ // Гидробиол. журн. — 1995. — Т. 31, № 2. — С. 74–81.
3. Линник П. Н., Васильчук Т. А. Азотсодержащие органические вещества в воде днепровских водохранилищ // Гидробиол. журн. — 1995. — Т. 31, № 3. — С. 88–94.
4. Перминова И. В. Анализ, классификация и прогноз свойств гумусовых кислот: Автореф. дис. ... докт. хим. наук. — М., 2000. — 50 с.
5. Сакевич А. И. Экзометаболиты пресноводных водорослей. — Киев: Наук. думка, 1985. — 200 с.
6. Сироткина И. С., Варшал Г. М., Лурье Ю. Ю., Степанова Н. П. Применение целлюлозных сорбентов и сефадексов в систематическом анализе органических веществ природных вод // Журн. аналит. химии. — 1974. — Т. 29, № 8. — С. 1626–1632.

УДК [597+615.917]

Ю.Б. Вирбицкас, М.З. Восилене, Н.П. Казлаускене, Г.Б. Свяцявичюс

Институт экологии, г. Вильнюс, Литва

ИССЛЕДОВАНИЕ ЭФФЕКТОВ ИСКУССТВЕННОГО ХИМИЧЕСКОГО ФАКТОРА НА РАДУЖНУЮ ФОРЕЛЬ В ОНТОГЕНЕЗЕ

Водные организмы подвергаются постоянному воздействию изменяющихся факторов внешней среды, которые различаются как по своей природе, так и по силе воздействия. Природные факторы могут быть незначительной силы, однако их действие может продолжаться длительное время. Оценка эффекта воздействия отдельных антропогенных (искусственных) химических факторов и их суммарного действия на гидробионтов в природных условиях является практически невозможной, поэтому наиболее рациональным подходом к решению этих проблем являются лабораторные исследования моделей — гидробионт (различного филогенетического уровня и/или онтогенетического развития) → фактор различной природы/силы.

Целью исследования было: установить и сравнить специфику изменений морфо-физиологических, физиологических и поведенческих показателей и их адаптивные возможности при действии

искусственного химического фактора на организм форели в онтогенезе; исследовать чувствительность функциональных систем, физиологических показателей, поведенческих реакций форели к данному фактору; выявить наиболее уязвимые периоды онтогенеза форели и значимость установленных изменений для дальнейшего развития организма.

Объект и методы исследования

Опыты проводились на радужной форели (*Oncorhynchus mykiss*) в онтогенезе (икра, личинки, взрослая рыба). Изучались показатели различного биологического уровня. У рыб раннего онтогенеза – выживаемость, морфо-физиологические (относительный прирост массы тела личинок), физиологические (кардио-респираторные) показатели. У взрослой рыбы – морфо-физиологические (соматические индексы тканей), физиологические (респираторные, гематологические), поведенческие (реакция избегания).

Проводились острые (96 час) и хронические (до месяца) опыты. Чувствительность показателей к химическому фактору оценивали по 96 час ЛК50 и по МПКТ (максимально приемлемой концентрации токсиканта). МПКТ рассчитывалась, как средняя геометрическая 2 концентраций (максимально не действующей и минимально действующей концентраций). Искусственным химическим фактором служила модельная смесь тяжелых металлов (МСТМ), где за 1 % концентрацию принимали среднюю годовую концентрацию 7 приоритетных тяжелых металлов Cu — 0.0075; Zn — 0.064; Ni — 0.0021; Cr — 0.0028; Pb — 0.0142; Cd — 0.00018; Mn — 0.0099 мг/л соответственно, в сточных водах Игналинской АЭС, сбрасываемых в оз. Друкшяй.

Результаты и обсуждение

Исследование чувствительности функциональных систем, морфологических и физиологических показателей форели в онтогенезе показало, что чувствительность тест-объектов не одинакова и зависит как от стадии развития организма, так и длительности воздействия. Выживаемость эмбрионов рыб лишь незначительно отличалась от взрослых особей (96 час ЛК50 — 26,4 и 29,3 % МСТМ, соответственно). Между тем 96 час ЛК50 у личинок составила 9,5 % МСТМ. Таким образом, эмбрионы форели значительно более устойчивы к действию МСТМ по сравнению с личинками. По-видимому, хорион эмбриона является барьером, предохраняющим развивающийся организм от вредных факторов внешней среды. Также были установлены возрастные отличия физиологических реакций форели к воздействию МСТМ (Табл. 1). Снижение частоты сердечных сокращений и частоты дыхательных движений у личинок было установлено при концентрации 2,7 % МСТМ. Изменение частоты дыхательных движений у взрослых особей также было зарегистрировано при низких концентрациях МСТМ (0,87 %).

Таблица 1

Летальные и сублетальные эффекты МСТМ на радужную форель в онтогенезе

Стадия развития	96 час ЛК50	МПКТ, %
Икра		
Смертность	26.4	—
Частота сердечных сокращений	—	9.3
Личинки (20 дневные)		
Смертность (до резорбции желточного мешка)	9.5	—
Частота сердечных сокращений	—	2.7
Относительный прирост массы тела личинок	—	0.49
Взрослая рыба		
Смертность	29.3	—
Количество лимфоцитов	—	1.77
СИ жабр	—	0.87
Частота дыхательных движений	—	0.87
Реакция избегания	—	0.18

Таким образом, кардио-респираторная система радужной форели является одной из наиболее чувствительных функциональных систем к воздействию МСТМ. Морфо-физиологические показатели взрослой рыбы также различались по своей чувствительности (Табл. 1). Особенной чувствительностью у взрослой рыбы, как и у рыб в раннем онтогенезе отличались интегрированные показатели – соматические индексы тканей, особенно — жабр (0,87 % МСТМ), а у личинок относительный прирост массы тела (0,49 % МСТМ). Также высокой чувствительностью отличались показатели белой крови рыб. Особой чувствительностью отличалась реакция избегания взрослой рыбой растворов МСТМ. Полученные данные показали высокую чувствительность организма рыб к МСТМ. Наиболее низкие рассчитанные МПКТ в мг/л были близки к их ПДК принятым для внутренних водоемов Литвы. Очевидно, что длительное воздействие таких искусственных химических факторов как тяжелые металлы даже в незначительных концентрациях может вызвать нарушения наиболее чувствительных систем организма рыб. У личинок снижение частоты сердечных сокращений и дыхания нарушает процессы обеспечения

організму кислородом. Возникають можливі негативні наслідки: зниження плавальної активності і харчового поведіння, пониження процесів метаболізму і швидкості росту, внаслідок чого зменшується біомаса личинок. Зміни показників імунної системи у дорослої риби так само підтверджують негативний ефект тривалого впливу низьких концентрацій МСТМ і свідчать про можливе порушення імунної захисту організму.

Наші дані дозволяють прогнозувати можливі негативні наслідки успішного виживання найбільш чутливих видів риб як в ранній онтогенезі, так і дорослих особин при тривалому впливі штучних хімічних факторів – комплексів важких металів — в низьких концентраціях.

УДК 574.55:574.64

В.П. Гандзюра

Київський національний університет імені Тараса Шевченка, м. Київ

ВЛИВ СОЛЕЙ ВАЖКИХ МЕТАЛЛОВ НА СТРУКТУРУ ЕНЕРГЕТИЧНОГО БАЛАНСУ ГІДРОБІОНТІВ

Подальший розвиток теорії функціонування гідроекосистем в умовах антропо-генного навантаження значною мірою залежить від успішного розв'язання проблеми взаємозв'язку між рівнем забруднення середовища, ступенем антропогенного навантаження і якістю середовища в цілому та продуктивністю біологічних систем, а також вирішення питання кількісної оцінки стану якості середовища для біосистем різного рівня організації (організмного, популяційного, біоценологічного). Важливим етапом розвитку цієї проблеми є з'ясування поняття «норми» і «патології» екосистем. [4-5].

Забруднення екосистем негативно впливає на метаболічні процеси як безхребетних [3], так і хребетних тварин [8], рослин [9-10] тощо, що призводить до значного зниження їх продуктивності [4, 10]. Водночас слід підкреслити, що майже вся величезна за обсягом інформація, накопичена з біопродукційних параметрів найрізноманітніших організмів та їх популяцій, одержана без будь-якого урахування екотоксикологічного стану і якості середовища в цілому [1-2, 4].

Необхідно відзначити, що діагностика екотоксикологічної ситуації вимагає дотримання екосистемної парадигми, тобто панівної ідеї про захист і відновлення цілісності водних екосистем. «Водна політика і водогосподарська діяльність повинні базуватися на екосистемному підході» — така рекомендація урядам країн Європейської економічної комісії (ЄЕК) ООН була прийнята старшими радниками урядів ЄЕК з проблем довкілля і водних ресурсів ще в березні 1992 р. і підтверджена в грудні 1996 р. в проекті «Основної (рамкової) Директиви ЄС по воді (4/12/96) [6].

Враховуючи величезну кількість чинників, що впливають на якість середовища, ми вважаємо одним з найперспективніших шляхів оцінки його якості за станом самих біологічних систем різного рівня. Цей підхід базується на розумінні якості середовища як ступеня його адекватності особливостям живої матерії. При цьому зміни стану середовища доцільно оцінювати за функцією відгуку біосистем. В цьому аспекті пріоритет, безперечно, належить продукційно-енергетичним параметрам живих систем, які можуть однаково успішно застосовуватися як до живих організмів будь-яких систематичних груп, їхніх популяцій та угруповань. Співвідношення окремих біопродукційних показників різнорівневих біосистем ґрунтується на структурі їхнього енергетичного балансу. Саме тому наші дослідження були присвячені вивченню біопродукційних параметрів і структури енергетичного балансу гідробіонтів за умов різних концентрацій солей важких металів у воді.

Матеріал та методи дослідження

Дослідження проведені на представниках різних груп рослинного і тваринного і світу, включаючи личинок амфібій (*Lemna minor*, *Lemna trisulca*, *Elodea canadensis*, *Paramecium caudatum*, *Pelmatohydra oligactis*, *Daphnia magna*, *Ceriodaphnia reticulata*, *Esox lucius*, *Silurus glanis*, *Brachydanio rerio*, *Poecilia reticulata*, *Carassius auratus auratus*, *Rutilus rutilus*, *Tinca tinca*, *Perca fluviatilis*, *Rana ridibunda*, *Rana arvalis*). Вивчено вплив $K_2Cr_2O_7$, $PbNO_3$ та $NiSO_4$ за різних їх концентрацій у воді на швидкість росту, ефективність трансформації речовини та енергії, рівень дихання як окремих гідробіонтів, так і їх модельних популяцій. Тривалість кожної серії дослідів — від 28 діб до 3 місяців. Вплив токсикантів досліджували як при годуванні досхоchu, так і при різних значеннях величини добового раціону (для тварин) та рівня освітлення (для рослин). Щотижня визначали масу тіла піддослідних гідробіонтів, при цьому кілька екземплярів з кожного дослідів висушували для встановлення величини сухого залишку в їх

тілі та визначення калорійності (за методом біхроматного окислення). Рівень дихання визначали в замкнених респірометрах, інтенсивність фотосинтезу — за методом світлих і темних склянок. На основі одержаних даних розраховували складові енергетичного балансу організмів і модельних популяцій. Статистична обробка результатів проведена загальноприйнятими методами, достовірність відмінностей встановлювали за t-критерієм Стьюдента.

Результати та їх обговорення

Нами встановлено, що інтенсивність енергетичного потоку через біосистеми і ефективність трансформації ними енергії, а також структура їхнього енергетичного балансу значною мірою залежить від рівня солей важких металів у воді. Причому за певних значень концентрації важких металів у більшості випадків спостерігалась стимуляція біопродукційних процесів (швидкості росту і ефективності трансформації енергії). Подальше зростання концентрації важких металів призводило до закономірного їх пригнічення. За чутливістю до наявності солей важких металів у воді (що визначалося відносним відхиленням значень показника від контрольних) досліджені нами показники можна розташувати (у порядку зростання): рівень дихання — ефективність трансформації енергії — швидкість накопичення енергії. Для модельних популяцій досить показовим виявилось відношення енергії, накопиченої в біомасі на одиницю її потоку (величину добового раціону в енергетичних еквівалентах для тварин та ФАР для рослин). В більшості випадків воно було обернено пропорційне концентрації солей важких металів (в переважній більшості випадків відмінності виявилися статистично достовірними).

Загалом при вищих концентраціях важких металів у воді відзначалося зниження швидкості росту, ефективності трансформації енергії, зменшення потоку енергії через біосистему. На рівні лабораторних популяцій відмічається зменшення загальної біомаси, що викликається зниженням плодючості, збільшенням тривалості окремих періодів розвитку, та зменшенням як рівня поглинання енергії так і ефективності її трансформації.

Отже і на організменному, і на популяційному рівнях встановлені істотні зрушення як структури енергетичного балансу, так і величини потоку енергії через систему за умов наявності солей важких металів у воді.

Структура енергетичного балансу, як і величина потоку енергії через біосистеми може слугувати кількісною характеристикою співвідношення негентропійного і ентропійного начала, а відтак — і найадекватнішим параметром стану довкілля в умовах антропогенного навантаження за продукційно-енергетичними параметрами біосистем, що відкриває широкі можливості енергетичної характеристики середовища найрізноманітніших екосистем і біосфери в цілому. Причому на цьому рівні стан екосистем можна оцінювати в величинах ентропії, а, отже, одержувати найбільш загальну характеристику стану якості середовища в цілому. Проведені нами протягом останніх 15 років експериментальні дослідження на представниках різних груп тваринного і рослинного світу дозволили дійти висновку, що найповніше всім цим вимогам відповідають основні енергетичні параметри — інтенсивність енергетичного потоку через біосистеми та ефективність їх функціонування як трансформаторів енергії.

ЛІТЕРАТУРА

1. Алимов А.Ф. Введение в продукционную гидробиологию.—Л.: Наука, 1989.—152 с.
2. Биоэнергетика гидробионтов // Шульман Г.Е., Финенко Г.А., Аннинский Б.Е. и др.; под ред. Шульмана Г.Е., Финенко Г.А. — Киев: Наук. думка, 1990.—248 с.
3. Биргер Т.И. Метаболизм водных беспозвоночных в токсической среде.—К.: Наук. думка, 1979. — 189 с.
4. Брагинский Л.П. Биопродукционные аспекты водной токсикологии // Гидробиол. журн. — 1988.—Т.24, № 3.—С. 74-83.
5. Брагинский Л.П. Принципы классификации и некоторые механизмы структурно-функциональных перестроек пресноводных экосистем в условиях антропогенного пресса // Гидробиол. журн. — 1998. — Т.34, № 6.— С. 72—94.
6. Жукинський В.М., Чернявська А.П., Окснюк О.П., Верниченко Г.А. Досягнення і завдання гідроекології у створенні водоохоронної нормативно-інструктивної бази // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. — Київ: Ніка-Центр, 2000. — Т. 1.— С. 22-27.
7. Клоченко П.Д., Медведь В.А. Влияние свинца и меди на некоторые показатели жизнедеятельности зеленых и синезеленых водорослей // Гидробиол. журн.—1999.—Т. 35, № 6.—С. 52-62.
8. Маляревская А.Я. Обмен веществ у рыб в условиях антропогенного евтрофирования водоемов.—К.: Наук. думка, 1979.—252 с.
9. Мусієнко М.М., Гандзюра В.П., Ігнатюк О.А. Вплив свинцю на біо-продукційні параметри гідромакрофітів // Укр. бот. журн.— 1998. — № 6. — С. 609-614.
10. Хамар І.С. Фітопланктон ставів як показник їх екологічного стану: Автореф. дис.... канд.біол.наук. — К., 1996.—24 с.

УДК 574. 632 (262. 5): (1-16)

Г.П. Гаркавая, Ю.И. Богатова

Одесский филиала Института биологии южных морей НАН Украины, г. Одесса

СОВРЕМЕННЫЕ ИСТОЧНИКИ ЭВТРОФИРОВАНИЯ СЕВЕРО-ЗАПАДНОЙ ЧАСТИ ЧЕРНОГО МОРЯ

Развитие процессов эвтрофирования в северо-западной части Черного моря (СЗЧМ), было в основном, обусловлено возросшим уровнем биогенных веществ в речном стоке. Однако, как показали многолетние исследования ОфИнБЮМ, этот процесс неоднозначен. Воды рек Днестра (8 км³/год) и Днепра с Бугом (45 км³/год), проходя через лиманы, теряют там значительную часть минеральных взвешенных веществ за счет седиментации. Развитие биологических процессов в лиманах также приводит к снижению концентраций биогенных веществ. При этом происходит обогащение вод растворенными и взвешенными органическими веществами. Сток Дуная в СЗЧМ (украинская часть) составляет до 70% от его общего стока и осуществляется через Килийское гирло. Остальная часть стока через рукава Сулинское и Георгиевское распространяется в южном направлении вдоль берегов Румынии. Украинская часть шельфа принимает до 141 км³/год стока Дуная, качество которого в последнее десятилетие сильно изменилось. Зарегулирование Дуная, способствовало резкому уменьшению в воде взвешенных веществ, минеральных соединений азота, фосфора, кремния за счет седиментации и фотосинтеза на водохранилищах, при этом возросло количество органических веществ [3]. Проходя через дельту и авандельту воды Дуная, также теряют значительную часть взвешенных веществ и биогенных соединений.

Таким образом, истинный объем речного стока, поступающего в СЗЧМ составляет 194 км³/год. Он приносит в море около 300 тыс. т минерального и 700 тыс. т органического азота, 24 тыс. т фосфатов, 31 тыс. т органического фосфора, 700 тыс. т кремния. Основная часть этих соединений поступает в СЗЧМ во время весенне-летнего половодья и осенних паводков.

В последние 5 лет в зонах влияния речного стока, особенно Дуная, отмечено уменьшение величин азота аммонийного в 2-3 раза, нитратов в 1,5-2 раза, фосфатов в 1,5-3 раза, при этом содержание органических веществ увеличилось в 2-4 раза и отмечается тенденция к их росту. Увеличение концентраций азота органического в 2 раза произошло и в поверхностном слое центральной части СЗЧМ, что подтверждает усиление процессов эвтрофирования.

Дополнительным источником эвтрофирования моря, особенно его поверхностного слоя, служат атмосферные осадки (снег, дождь). Загрязнение атмосферы за счет промышленных выбросов, выхлопных газов и т. д. привело к увеличению в атмосферных осадках различных химических веществ, в том числе соединений азота, фосфора и др. Исследования, проведенные нами вдоль побережья СЗЧМ и в открытых водах моря показали, что с атмосферными осадками (20-25 км³/год) в СЗЧМ поступает около 50 тыс. т аммонийного азота, до 15 тыс. т нитратов, 23 тыс. т органического азота, 160 тыс. т органических веществ и других соединений. Это сопоставимо с поступлением этих веществ со стоком р. Днепр.

Суммарный сброс промышленных и сточных, дренажных и остаточных вод с полей орошения в целом составляет 1,5 — 2% от стока рек СЗЧМ. Однако сброс их в прибрежную зону усиливает процессы эвтрофирования в заливах, замкнутых акваториях пляжей, и ведет к ухудшению качества морской среды, особенно в рекреационных зонах.

Донные отложения СЗЧМ и их роль в процессах эвтрофирования ранее не рассматривалась. Эвтрофирование вод СЗЧМ способствовало накоплению в донных отложениях продуктов распада отмершего фитопланктона, особенно на участках с илистым грунтом за счет процессов седиментации. Многолетние исследования поровых вод донных отложений показали, что содержание азота-аммонийного, нитратов, фосфатов и кремния здесь на порядок, а иногда на два порядка выше, чем в придонном слое. В последнее десятилетие в СЗЧМ в донных отложениях идет накопление органического вещества аллохтонного и автохтонного происхождения, особенно трудно минерализуемого. Так, например, концентрации азота органического в поровых водах донных отложениях возросли в 2-4 раза, при этом концентрации лабильных органических веществ уменьшились в 2-3 раза [4]. Ранее в период аэробного окисления органического вещества в придонном слое, происходило захоронение в донные отложения продуктов деструкции отмершего фитопланктона. При этом, часть биогенных веществ (фосфаты) за счет диффузии из поровых вод донных отложений переходила в придонный слой моря. Незначительная часть соединений азота, фосфора и кремния поступала в придонный слой моря за счет жизнедеятельности бентосных и мейобентосных организмов. На мелководье в период штормовых явлений при взмучивании поверхностного слоя донных отложений часть минеральных и органических веществ также переходила в воду и стимулировала развитие фитопланктона. Появление гипоксии в

придонном слое моря привело к нарушению окислительно-восстановительных процессов. На границе вода-донные отложения с развитием восстановительных условий развиваются процессы аммонификации, денитрификации. Было установлено, что в условиях анаэробного обмена, на границе вода-донные отложения в придонный слой моря поступают аммонийные соединения, фосфаты и кремний, максимальные концентрации которых соответственно достигали $-0,95$ мг/л, $0,36$ мг/л и $3,50$ мг/л. Так, в летний период в Придунайском районе при незначительной величине речного стока и низких значениях биогенных веществ в пелагиали в период гипоксии отмечалось «цветение» воды, вспышка развития фитопланктона [5]. Поступление биогенных веществ из донных отложений в период гипоксии с последующим усилением процессов эвтрофирования характерны для Азовского и Балтийских морей [1,2]. Проведенная оценка поступления биогенных веществ в придонный слой СЗЧМ показала, что в зависимости от площади гипоксии за один месяц море получает дополнительно $50-80$ тыс. т аммонийного азота, $10-17$ тыс. т фосфатов и $40-90$ тыс. т кремния. Однако если учесть, что на многих участках морского дна СЗЧМ в донных отложениях восстановительные условия сохраняются несколько месяцев, то величина поступления биогенных веществ может быть значительно выше. Таким образом, донные отложения можно рассматривать как «депо» биогенных веществ в СЗЧМ, которые можно рассматривать, как фактор вторичного загрязнения водных масс. Это характерно для гипертрофных водоемов, как пресноводных, так и морских.

Таким образом, к современным источникам эвтрофирования СЗЧМ наряду с речным стоком следует отнести атмосферные осадки, все сбросы в прибрежную зону моря и донные отложения, роль которых весьма значительна.

ЛИТЕРАТУРА

1. Александрова З. В., Бронфман А. М. Обмен биогенными элементами в системе «вода-грунт» и его роль в формировании химических основ продуктивности Азовского моря // *Океанология*. — 1975. — Т. 15, вып. 1. — С. 75-81.
2. Бронфман А.М., Хлебников Е. П. Азовское море. Основы реконструкции. — Л.: Гидрометеиздат, 1985. — 271с.
3. Гаркавая Г.П., Богатова Ю.И., Берлинский Н.А. Особенности формирования гидрохимических условий Украинской части устьевой области Дуная. Экосистема взморья украинской дельты Дуная. — Одесса: Астропринт, 1998. — С. 21-62.
4. Гаркавая Г.П., Богатова Ю.И., Берлинский Н.А. Формирование гидрохимических условий на устьевом взморье Дуная. Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон. — Севастополь, 2000. — С. 133-141.
5. Нестерова Д.А. Пространственно-временная изменчивость фитопланктона Жебриянской бухты. Экосистема взморья украинской дельты Дуная. — Одесса: Астропринт, 1998. — С. 159-180.

УДК [556.5;551.583](477)

Е.Д. Гопченко, П.А. Кулакова

Одесский гидрометеорологический институт, г. Одесса

ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ ПРИДУНАЙСКИХ ОЗЕР УКРАИНЫ

Экологическое состояние водных экосистем Придунавья под влиянием возрастающей антропогенной нагрузки достигло критического уровня, при котором невозможны процессы самоочищения и восстановления показателей качества вод и условий жизни биоты. В 1988, 1995, 1996 гг. на оз. Ялпуг наблюдалась массовая гибель рыбы. Придунайские озера-водохранилища под влиянием значительного количества биогенных веществ, поступающих со стоком малых рек, эвтрофированы, цветут сине-зелеными водорослями и формируют условия дефицита растворимого кислорода, т.е. гипоксию.

Расчеты водного баланса наибольшего водохранилища р.Ялпуг за 1985г. показали, что на основные составляющие притока приходится: на осадки — 27% и 63% — на дунайскую воду. В расходных составляющих оттока основная роль (50%) принадлежит испарению с водной поверхности, а только 34% — на сброс озерных вод в р.Дунай. Коэффициент водообмена по оттоку в 1985г. составил 0.49 от среднего за год объема озера (700 млн.м³). В 1986г., также как и в 1985г., расчетами водного баланса подтвердились такие же основные показатели притока пресных вод в озеро Ялпуг (осадки — 28% и приток воды из реки Дунай — 46%). В расходной части баланса на испарение приходилось 45%, на сбросы — 39%, на водозабор для целей орошения — 12%. Ни приток грунтовых вод, ни сток малых рек, ни потери на фильтрацию не играют существенной роли в водном балансе, т.к. доля каждого из них лежит за пределами точности расчетов водного баланса за месяц.

Составляющие притока солей в оз.Ялпуг учтены с осадками, ионным стоком малых рек, выпадающих в озеро, грунтовым притоком, стоком р.Дунай. Составляющие оттока солей за пределы озера учтены с фильтрационным оттоком, водозабором для целей водоснабжения, орошением на территории Украины и Молдовы, сбросом озерных вод в р.Дунай, аккумуляцией вод в прибрежных западинах береговой полосы. Содержание солей в водных массах озера Ялпуг в начале и в конце расчетного интервала времени (по месяцам) года, определено по данным ДГМО и гидрохимическим съемкам института УЮГВХ в 1985г. и 1986г.

Зона наибольшей засоленности оз.Ялпуг расположена в его верховьях — у г.Болграда, средняя — у с.Коса, наименьшая при наполнении дунайской водой — у с.Новонекрасовка. Атмосферные осадки, выпадающие на водную поверхность оз.Ялпуг, имеют в основном (на 67%) континентальное происхождение.

Анализ результатов расчета солевого баланса оз.Ялпуг по месяцам 1985г. показал, что расчетные значения минерализации близки к наблюдаемым и изменялись от 1.5 г/л в начале июня и июля до 1.9 г/л — зимой (январь, февраль и начало марта). Из 321.3 млн.кг прихода солей за 1985г. около половины (46%) поступило при наполнении водоема дунайской водой с марта по январь; 29% суммарного притока приходится на сток малых рек, выпадающих в верховья озера. Именно этим объясняется постоянное превышение минерализации воды у г.Болграда и водозаборов на оросительные системы Молдовы и Болградской оросительной системы Украины, по сравнению с южной частью акватории озера, 47 млн.кг приносят в оз.Ялпуг грунтовые воды, 32 млн.кг солей выпадает за год с атмосферными осадками.

В расходной части солевого баланса озера исключительную роль играет отток солей в период промывочных сбросов (с сентября по декабрь), когда из 570 млн.кг солей оттока на сброс приходится 378 млн.кг или 66%. С оросительными водами за поливной период (с апреля по сентябрь) уходит 28 млн.кг солей или 22% суммарного количества солей, выводимых за пределы озера.

Как показали наблюдения за химическим составом вод для водоснабжения, в 1985г. подавалась вода повышенной минерализации — от 1.7 г/л до 2.3 г/л. Минерализация оросительных вод на водозаборах оросительных систем Украины изменялась в пределах 1.5-1.7 г/л, Молдовы — 1.7-1.8 г/л. Расчетные значения минерализации воды по месяцам 1986г. также близки к наблюдаемым и изменялись от 1.78 г/л в начале зимы, постепенно уменьшаясь до 1.3 г/л под влиянием наполнения озера дунайской водой до отметок 2.6-2.9 М.Б.С. — в апреле-мае. Из 318,5 млн.кг поступивших в озеро солей за 1986г. около 38% (120 млн.кг/год) приходится на приток солей с дунайской водой в период наполнения и 30% — на ионный сток малых рек. Минерализация оросительных вод на водозаборах оросительных систем Украины изменялась от 1.4 до 1.5 г/л, Молдовы — от 1.8 до 2.0 г/л.

Для улучшения экологического состояния оз. Ялпуг, необходимо:

1. Увеличить водообмен в озере, используя существующие протоки, каналы.
2. Предусмотреть строительство канала для сброса минерализованных озерных вод из северной части водохранилища Ялпуг, включая р.Ялпуг, р.Карасулак по восточному берегу озера в р.Дунай.
3. Строительство канала и насосной станции для самотечной или принудительной подачи воды из р. Дунай в водохранилище Ялпуг по его западному (правому) берегу со сбросом выше с.Владычень.

УДК 597.554.3

Г.Б. Гуменюк

Тернопільський державний педагогічний університет ім. Володимира Гнатюка, м. Тернопіль

ВМІСТ І МІГРАЦІЯ МІДІ, КОБАЛЬТУ, КАДМІЮ ТА СВИНЦЮ В ЕКОСИСТЕМІ ТЕРНОПІЛЬСЬКОГО СТАВУ

Важкі метали (ВМ) є одними з найбільш небезпечних хімічних забруднювачів поверхневих вод України. Їх поведінка в екосистемах є своєрідною, оскільки вони не піддаються деструкції на відміну від органічних речовин (ОР), а постійно присутні у водних екосистемах, змінюючи форму сполук, а, отже, реакційну здатність, біологічну активність та екологічну небезпечність. Їх фізико-хімічний стан змінюється в результаті процесів гідролізу, комплексоутворення, адсорбції, осадження. Вказані процеси визначають міграційну рухливість ВМ, їх перерозподіл між основними компонентами водної екосистеми (вода, прибережний мул, ґрунти, водорості), біодоступність і токсичність для водних організмів. Домінування тих чи інших процесів залежить значною мірою від типу водойми, її гідрохімічного та гідрологічного режимів, біопродуктивності, сезонності і деяких інших характеристик [6].

Метою нашого дослідження було вивчення вмісту та особливостей перерозподілу *Cu*, *Co*, *Pb*, *Cd* у системі *вода*→*прибережний мул*→*грунти*→*водорості* та їх міграція по складових озерної екосистеми.

Матеріали та методи досліджень

Вміст *Cd*, *Co*, *Cu*, *Pb* у воді, прибережному мулі, ґрунтах та водоростях визначали, відбираючи їх зразки в 5 різних точках Тернопільського ставу: 1 — біля міського пляжу; 2 — поблизу автомобільної дороги; 3 — біля заплави р. Серет; 4 — низинна ділянка ставу (надходження техногенних викидів з стоком, з річкової води, з атмосферних опадів); 5 — в ділянках заболоченого схилу (постійне обводнення).

Воду відбирали з поверхневого горизонту озера. Проби прибережного мулу та водної рослинності відбирали на глибині до 50 см. Зразки ґрунту відбирали у приводних ділянках не далі 2 м від водного плеса. Проби висушували в термостаті при температурі 50 °С, розтирали в ступці до порошокподібного стану і спалювали у суміші *HF* і *HClO₄*. Сухі залишки розчиняли в *HNO₃* і в отриманих нітратних розчинах визначали вміст важких металів методом атомно-адсорбційної спектрофотометрії на спектрофотометрі С-115 при відповідних довжинах хвиль, які відповідали максимуму поглинання кожного з досліджуваних металів. Статичну обробку одержаних даних здійснювали за методом [4]. Концентрацію металів виражали в мг на 1 кг сухої маси досліджуваних зразків.

Результати досліджень та їх обговорення

Вода

Відомо, що найбільш біодоступними є розчинені форми металів. При цьому токсичний вплив на гідробіоти проявляють, головним чином, так звані вільні (гідратовані) іони ВМ, деякі їх гідроксокомплекси і метал-органічні сполуки [5].

До найбільш важливих процесів, що сприяють зниженню токсичності ВМ і тих, що відіграють істотну роль в самоочищенні водної маси, відносять адсорбцію іонів металів завислими частинами і комплексоутворення з участю розчинених органічних речовин (ОР).

Концентрація комплексних сполук *Cu*, *Co*, *Cd*, *Pb* залежить від багатьох факторів. Влітку (у липні) при максимальній температурі води настає період бурхливого розвитку фітопланктону і друге “цвітіння” води. Саме рослини є основними продуцентами ОР: вуглеводів, білків, жирів, органічних кислот, вільних амінокислот, вітамінів та фізіологічно-активних речовин, які частково виділяються у воду і є лігандами для ВМ [1]. Тому у липні концентрація ВМ (*Pb*, *Co*) менша, ніж у серпні. Винятком є тільки мідь. Цей метал, як відомо, відноситься до числа найбільш важливих біологічно-активних речовин, оскільки стимулює процес дихання, фотосинтезу і бере участь у синтезі вуглеводів. Тому можна передбачити, що протягом липня сполуки міді використалися водною біотою.

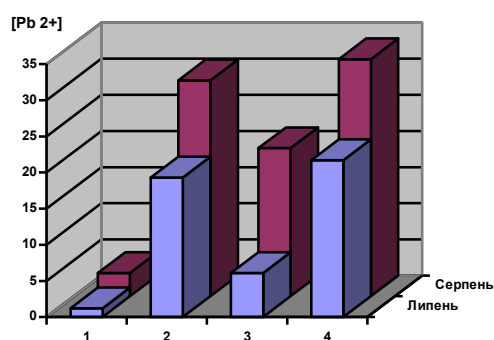


Рис.1. Вміст свинцю у воді (1), прибережному мулі (2), ґрунтах (3) та водоростях (4) Тернопільського ставу (2000 р.)

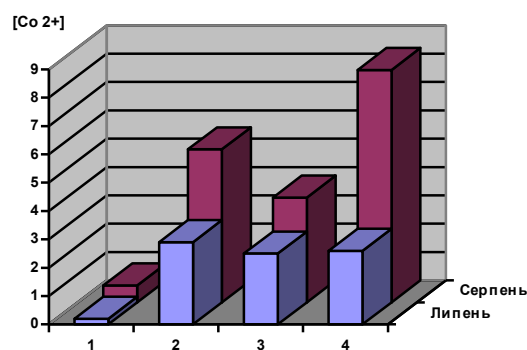


Рис.2. Вміст кобальту у воді (1), прибережному мулі (2), ґрунтах (3) та водоростях (4) Тернопільського ставу (2000 р.)

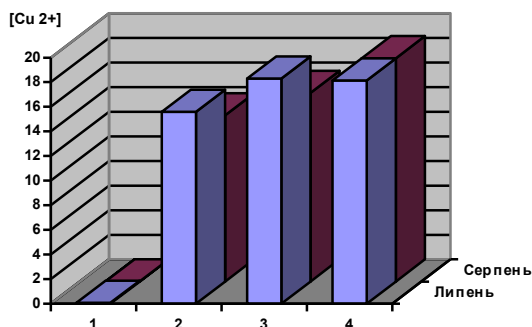


Рис.3.Вміст міді у воді (1), прибережному мулі (2), ґрунтах (3) та водоростях (4) Тернопільського ставу (2000 р.)

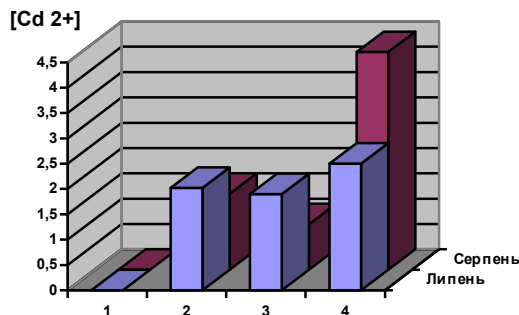


Рис.4. Вміст кадмію у воді (1), прибережному мулі (2), ґрунтах (3) та водоростях (4) Тернопільського ставу (2000 р.)

Кадмію у воді ми не виявили. Це можна пояснити тим, що кадмій є одним із найбільш рухливих елементів, тому він легко акумулюється в інших елементах середовища, зокрема у водоростях.

Прибережний мул

Прибережний мул (донні відклади) — це найбільш консервативний компонент водних екосистем, в якому відображаються основні фізико-хімічні і біологічні внутрішньоводні процеси. Визначальну роль в процесах міграції металів відіграє міцність зв'язування ВМ з твердими субстратами прибережного мулу.

Прибережний мул за вмістом свинцю і кобальту та міді і кадмію відрізняється. Слід відмітити, що свинець і кадмій мають велику спорідненість до утворення комплексів з неорганічними лігандами та залізомарганцевими оксидами [2], кількість яких у серпні значно зростає, а концентрація заліза становить 0,17 мг/л. Крім того, свинець має здатність однаково зв'язуватись з ОР різної молекулярної маси аллохтонним і автохтонним гумусом [2], тоді як кадмій, в основному зв'язується з автохтонним гумусом (фітопланктонним), найбільша кількість якого виявлена нами у липні.

Значна участь оксидів заліза і марганцю в зв'язуванні свинцю і кадмію дозволяє припустити, що у відновних умовах можливе їх часткове вивільнення і перехід в інші фази [2], що спостерігається у серпні.

Ґрунт

Ґрунт є відкритою підсистемою геохімічного ландшафту, яка пов'язана потоками речовин і енергії з приземною атмосферою, з сукупністю нижчих і вищих рослин і тварин, поверхневими і підземними водами. Ґрунт безпосередньо впливає на забруднення харчового ланцюга [3].

Як відомо, свинець і мідь утворюють стабільніші комплекси порівняно з кобальтом і кадмієм, що пояснює їх високу концентрацію в ґрунтах. Встановлено, що вилуговування свинцю з ґрунту майже не проходить. Він мігрує в основному в бікарбонатній формі, а також в складі органічних комплексів. Зниження концентрації кадмію у ґрунтах в серпні можна пояснити вимиванням цього металу у поверхневі води ставу та акумуляцією водною рослинністю. Більшість дослідників вважає, що кадмій володіє досить високою міграційною здатністю, особливо в межах рН = 5–9.

Концентрація міді дещо знижується в серпні. Значна частина цього металу знаходиться у вигляді гуматних і фульватних комплексних сполук з домінуванням останніх. За даними інших дослідників при значному забрудненні (в нашому випадку кадмієм) гумінові кислоти перетворюються у фульвокислоти, комплекси з якими характеризуються незначною міцністю. В результаті зміни рН та окисно-відновної ситуації такі комплекси легко розкладаються. Тільки цим і можливо пояснити міграцію міді у ґрунтах, в цілому, досить малорухливого елемента. Аналогічне явище має місце і в прибережному мулі [5].

Водорості

Інтенсивність надходження ВМ в клітини водоростей різноманітна і залежить від багатьох факторів, в тому числі від біологічних особливостей водорості і виду металу та сезонних характеристик води. Як видно з результатів наших досліджень, концентрація досліджуваних металів у водоростях різко знижується у серпні. В цей період відбувається активна вегетація синьо-зелених (*Anabaena*, *Microcystic*, *Oscillatoria*) та зелених (*Scenedesmus*, *Pediastrum*) водоростей, що приводить до "цвітіння води". При цьому відбувається підвищення рН (рН = 7,6). В таких умовах при зниженні редокс-потенціалу метали

виступають як активні комплексоутворювачі з органічними речовинами, утворюючи добре розчинні у воді хелати. Хелатні форми *Cu*, *Co*, *Pb* найбільше засвоюються рослинами [7].

Концентрація кадмію у серпні вища, ніж у липні. Адсорбція кадмію швидкоростучими молодими культурами в цілому слабша, ніж старими (найбільше таких у серпні).

Висновки

1. Досліджено вміст та міграційну здатність міді, кобальту, кадмію та свинцю в складових водної екосистеми — вода, прибережний мул, ґрунти, водорості протягом липня та серпня.

2. Зростання вмісту ВМ у складових середовища така: **липень** — для *Cu*: вода < прибережний мул < ґрунти > водорості; для *Pb*, *Cd*, *Co*: вода < прибережний мул > ґрунти < водорості; **серпень** — для *Cu*: вода < прибережний мул < ґрунти < водорості; для *Pb*, *Cd*, *Co*: вода < прибережний мул > ґрунти < водорості.

ЛІТЕРАТУРА

1. Андрієнко Т.Л., Попович С.Ю., Головол О.Ф. Озер вода жива. — К.: Урожай, 1990. — 132 с.
2. Белоконов В.М., Нахшина Е.П. Формы нахождения тяжелых металлов в донных отложениях водохранилищ Днепра // Гидробиол. журн. — 1990 — Т. 26, № 2. — С. 83–89.
3. Козуля Г.В. Особливості поведінки техногенних елементів у ґрунтах різних орацій долинних ландшафтів середньої течії ріки Сів. Донець: Автореф. дис. ... канд.географ.наук. — Харків, 1999. — 18 с.
4. Лакин В.Т. Биометрия. — М.:Высшая школа, 1980. — 343 с.
5. Линник П.Н. Тяжелые металлы в поверхностных водах Украины: содержание и формы миграции // Гидробиол. журн. — 1999. — Т. 35, №1. — С. 22–41.
6. Линник П.Н., Искра И.В. Роль растворенных органических веществ в миграции цинка, свинца и кадмия в водохранилищах Днепра // Водные ресурсы. — 1997. — Т. 24, № 4. — С. 494–502.
7. Ялынская Н.С., Лопотун А.Г. Накопление микроэлементов и тяжелых металлов в растениях рыбноводных прудов // Гидробиол. журн. — 1993. — Т. 23, № 2. — С. 40–45.

УДК 597. 504. 4. 054

Ю.М. Забитівський

Львівський національний університет імені Івана Франка, м. Львів

ФУНКЦІОНАЛЬНА АКТИВНІСТЬ КАРБОГІДРАЗ ЦЬОГОРІЧОК КОРОВІВ ЛЮБІНСЬКОГО ВНУТРІШНЬОПОРІДНОГО ТИПУ ПРИ ІНТОКСИКАЦІЇ СВИНЦЕМ

Забруднення ставів свинцем навіть в малих кількостях становить загрозу для гідробіонтів [5]. Риби, як представники найвищої ланки трофічного ланцюга гідробіоцезів, а також як єдині хребетні організми з порівняно невеликим генераційним циклом, є важливим об'єктом токсикологічних досліджень. Відомо, що активність карбогідраз риб володіє високою варіабельністю протягом сезонних та добових циклів [4,2]. Цікавість викликає динаміка активності карбогідаз в потенційно токсичному середовищі.

Матеріалом для досліджень послужили 20 цьогорічок лускатого коропа любінського внутрішньопорідного типу. Риби витримувались в акваріумах з розчином свинцю концентрацією 0, 2 мг/л, що відповідало двом ГДК [3]. Досліджувалась активність карбогідраз, які приймають участь в мембранному та порожнинному травленні. В першому випадку фермент-активний препарат отримували шляхом солубілізації вивернутого відрізка ділянки кишківника в 1 % розчині крохмалю та 0,01 % Тритоні X- 100 на розчині Рінгера протягом 5, 30 та 60 хв. В другому — завдяки перфузії розчином Рінгера кожної, умовно вибраної, ділянки кишківника.

Активність карбогідраз знаходили за кількістю гідролізованої глюкози за хвилину, яка припадала на міліграм білка в реакційній суміші (мкг глюкози x мг — $^1 x$ хв⁻¹, далі в тексті — у. о.). Кількість глюкози визначали ортотолуїдиновим методом [6]. Результати дослідів опрацьовані методами варіаційної статистики [1].

За даними спостережень активність ферментів під впливом свинцю коливалась в досить широких межах: мембранного травлення — 30, 23 — 391,46, а порожнинного 18,83 — 82,57 у. о. (табл 1, 2).

Таблиця 1

Активність мембранних карбогідраз (у. о.) лускатих коропів, які витримувались в розчині солі з концентрацією Pb²⁺ 0,2 мг/л (N = 20, M ± m, p < 0,001).

Стат. показ	5 хвилин солюбілізації			30 хвилин солюбілізації			60 хвилин солюбілізації		
	після одної доби								
M±m	241,21± 26,81	242,84 ± 11,70	227,22 ± 10,87	48,76 ± 5,75	51,64 ± 7,26	50,07 ± 5,36	50,54 ± 2,91	53,04 ± 2,53	50,92 ± 4,53
	після трьох діб								
M±m	225,82 ± 35,78	339,06 ± 82,84	391,46 ± 19,98	42,78 ± 7,75	57,70 ± 6,96	108,43 ± 16,32	31,89 ± 5,60	30,52 ± 2,41	38,35 ± 8,06
	після семи діб								
M±m	170,31 ± 44,31	157,97 ± 25,73	260,64 ± 0,80	71,52 ± 8,28	68,52 ± 5,19	45,36 ± 2,37	35,72 ± 6,26	65,41 ± 3,06	30,23 ± 8,80
	в контролі								
M±m	276,69± 43,86	224,99 ± 23,06	218,36 ± 26,25	45,14 ± 6,49	57,88 ± 7,61	35,26 ± 1,33	34,81 ± 2,34	34,13 ± 4,15	32,08 ± 8,15

Примітка: *1, 2, 3 — проксимальний, медіальний та дистальний відділи кишківника.

Проксимальний, медіальний та дистальний відділи кишківника, як бачимо, володіють різними регуляторними, адсорбційними і адаптивними можливостями протягом семи діб. Зміна активності адсорбованих на мембрані та порожнинних карбогідраз може наступати в результаті перерозподілу місця локалізації ферментів, що було вже досліджено в інших тварин [7].

Таблиця 2

Активність порожнинних карбогідраз (у. о.) лускатих коропів, які витримувались в розчині солі з концентрацією Pb²⁺ 0,2 мг/л (N = 20, M ± m, p < 0,001)

Стат. показ	Проксимальний відділ	Медіальний відділ	Дистальний відділ
	після одної доби		
M ± m	45,04 ± 3,97	48,25 ± 2,84	43,63 ± 4,17
	після трьох діб		
M ± m	18,83 ± 2,20	32,48 ± 2,74	41,28 ± 7,05
	після семи діб		
M ± m	82,57 ± 14,98	80,81 ± 7,24	59,57 ± 10,92
	в контролі		
M ± m	32,32 ± 2,51	56,84 ± 8,99	80,75 ± 18,45

Після першої доби організм посилює синтез карбогідраз ентероцитарного походження, які солюбілізувалися протягом 60 хв, в проксимальному та дистальному відділах. Не зазнають змін сорбційна здатність глікокаліксу та функціональна активність порожнинних ферментів. Після третьої доби синтез панкреатичних ферментів знижується, однак посилюється адсорбційна здатність слизової оболонки по відношенню до поверхнево-адсорбованих карбогідраз. Це приводить до підвищення їхньої активності як в глибині глікокаліксу (дистальний відділ), так і в мембрані (медіальний відділ). Після семи діб наступає адаптація травних процесів на рівні мембран, в той час як активність порожнинних карбогідраз проксимального та медіального відділів досягає свого піку.

Вищенаведені результати показують, що свинець в концентрації 0,2 мг/л виступає стресовим чинником для травної системи цюгорічок коропа. Очевидно, в перші три доби організм активує травні процеси, які спряжені з мембранним гідролізом і транспортом, в той час як у порожнинному травленні переважно відбуваються процеси інгібування, які досягають свого піку після сьомої доби.

ЛІТЕРАТУРА

1. Деркач М., Гумецький Р., Чабан М. Курс біометрії. Львів:Вища школа, 1974. — 73с.
2. Неваденний А. Н., Егоров С. Н. Суточная динамика суммарной карбогидразной активности кишечника карпа *Cyprinus carpio*, выращиваемого в прудовых условиях // Вопросы ихтиологии. — 1995. — Т. 35, № 4. — С. 549 — 552.
3. Приложение к указанию МЭП от ноября 1990 г. № У — 342. Обобщенный перечень предельно-допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды рыбохозяйственных водоемов. — Москва, 1990. — 48 с.
4. Соболев Л. Б. Морфофункциональная характеристика пищеварительной системы молоди карпа, выращиваемой в прудах: Автореф. дис.... кан. биол. наук: 03. 00. 10 / ВНИИПРХ. — М., 1991. — 23 с.
5. Столяр О. Б., Курант В. З., Хоменчук В. А., Балабан Р. Б. Влияние сублетальных концентраций свинца на содержание тиоловых соединений и белков в организме карпа // Гидробиологический журнал. — 1999. — Т. 35, № 6. — С. 63 — 68.

6. Сухомлинов Б. Ф., Чайка Я. П., Коробов В. Н. Методические указания к лабораторным занятиям по физико-химическим методам современной биохимии. Для студентов биологического факультета. – Львов, 1987.
 7. Уголев А. М. (ред) Мембранный гидролиз и транспорт: Новые данные и гипотезы. — Л.: Наука, 1986. — 240 с.

УДК 577.352.38:577.64

Н.Г. Зіньковська

Тернопільський державний педагогічний університет ім. Володимира Гнатюка, м. Тернопіль

СТАН ПРООКСИДАНТНО-АНТИОКСИДАНТНОЇ СИСТЕМИ В КРОВІ КОРОПА ПРИ ДІЇ РІЗНИХ КОНЦЕНТРАЦІЙ СВИНЦЮ (II)

Свинець є поширеним забруднювачем прісних водойм України [1]. Відомо, що при його дії в організмі риби відбуваються істотні зміни метаболічних процесів, фізико-хімічних властивостей білків, виникає дисбаланс в системі окисданти-антиоксиданти [1, 3]. Тому становить інтерес вивчення стану системи перекисного окиснення та антиоксидантного захисту у крові коропа залежно від концентрації даного металу у воді.

Дослідження проводились на коропі лускатому (*Cyprinus carpio* L.) масою 200 — 250 г. Риби утримували протягом 14 діб у басейнах з концентрацією іонів свинцю у воді 0,01, 0,2 і 0,5 мг/л. Стан антиоксидантних систем крові оцінювали за активністю супероксиддисмутази (СОД) (КФ 1.15.1.1) плазми крові та еритроцитів, каталази (КФ 1.11.1.6) крові та плазми крові, церулоплазміну (ЦП) (КФ 1.16.3.1) плазми крові та вмістом відновленого глутатіону в еритроцитах. Визначали вміст продуктів перекисного окиснення ліпідів (ПОЛ) — дієнових кон'югатів, малонового діальдегіду (МДА) в умовах спонтанного та індукованого ферментного і неферментного ПОЛ. Вимірювали також вміст глікозильованого гемоглобіну та метгемоглобіну в крові [2]. Концентрацію білків плазми крові визначали за Лоурі і співавт., гемоглобіну — ціанметгемоглобіновим методом.

Ряд показників крові не зазнає змін при всіх досліджуваних дозах свинцю. Це — вміст гемоглобіну та дієнових кон'югатів, активність каталази плазми крові та більшість показників ПОЛ (табл. 1-3). Вплив іонів свинцю на деякі показники має дозозалежний характер. Так, вміст білків в плазмі крові при дозі 0,1 мг/л відповідає нормі. При дії 0,2 і 0,5 мг/л спостерігаються його відхилення від норми, причому вони різноспрямовані. Найзначніші зміни показників мали місце при дії 0,2 мг/л іонів металу. При цьому збільшувався вміст білків в плазмі крові, зменшувалася концентрація глікозильованого гемоглобіну та МДА в крові (табл. 1).

Таблиця 1

Вміст білків та токсичних метаболітів ПОЛ в крові коропа при дії свинцю, $M \pm m$, $n = 5$

Вміст свинцю у воді, мг/л	Білки плазми крові, мг/мл плазми	Гемоглобін, г/100 мл крові	Метгемоглобін, % від загального	Глікозильований гемоглобін, % від загального	Дієнові кон'югати, мкмоль/мл крові	Малоновий діальдегід, мкмоль/мл крові	
0,01	К	39,0±1,3	6,10±0,23	4,72±0,56	5,99±0,20	42,8±3,6	1,06±0,26
	Д	39,2±3,7	5,26±0,57	1,25±0,31*	5,43±0,28	34,9±5,0	0,83±0,08*
0,20	К	38,0±2,7	7,50±0,53	1,92±0,28	6,38±0,22	23,07±2,10	2,49±0,24
	Д	52,8±4,6*	8,48±1,66	0,86±0,06*	5,61±0,10*	19,78±1,00	1,54±0,42*
0,50	К	33,0±4,6	6,52±0,42	5,70±0,41	5,75±0,75	X	1,01±0,11
	Д	22,5±3,0*	5,68±0,58	3,32±0,90*	4,76±0,73	X	2,67±0,11*

Примітка до табл. 1 — 3: К — контроль, Д — дослід, * — відмінності порівняно з контролем вірогідні, $p < 0,05$, X — показник не визначався

При різних концентраціях токсиканту спостерігається зменшення вмісту метгемоглобіну в крові. Активність систем антиоксидантного захисту виявляється найвищою при дії 0,01 мг/л свинцю. Зокрема, при цій дозі збільшується майже вдвічі активність каталази крові, зростає вміст церулоплазміну в плазмі і вміст глутатіону в еритроцитах, тоді як при більших концентраціях свинцю зміни цих показників незначні або негативні.

Вплив іонів свинцю на активність системи антиоксидантного захисту крові (M±m, n = 5)

Вміст свинцю у воді, мг/л	Каталаза крові, мг H ₂ O ₂ /мл крові хв	Каталаза плазми крові, мг H ₂ O ₂ /мл плазми крові хв	Церулоплазмін, мг/г білка плазми крові	СОД плазми крові, у.о./мкг білку	СОД еритроцитів, у.о./г гемоглобіну	Відновлений глутатіон еритроцитів, нмоль/мл крові	
0,1	К	496±76	0,98±0,11	0,72±0,04	2,94±0,30	46,5±2,5	67±12
	Д	880±8*	1,11±0,15	0,93±0,09*	2,55±0,27	44,8±0,9	133±10*
2,0	К	186±10	1,15±0,09	1,04±0,03	3,66±0,09	31,2±1,6	256±31
	Д	220±10*	1,30±0,20	0,76±0,06*	3,32±0,64	25,0±2,1	197±19*
5,0	К	157±32	6,34±1,76	X	X	X	256±31
	Д	204±23	4,94±1,38	X	X	X	332±78

При інкубації крові незалежно від умов (спонтанне ПОЛ, індукція ферментного, чи неферментного ПОЛ) вміст МДА в системі не зазнає істотних змін порівняно з контролем в більшості дослідних груп. Тільки при дії 0,2 мг/л металу виражене зменшення утворення МДА в умовах індукції неферментних процесів. Індекс антиоксидантної активності крові зменшується при дії 0,01 і 0,50 мг/л порівняно з нормою. Доза 0,2 мг/л викликає зростання цього показника, очевидно за рахунок пригнічення неферментних процесів ПОЛ.

Таблиця 3

Утворення продуктів перекисного окиснення ліпідів в крові коропа при дії свинцю, M±m, n = 5

Вміст цинку у воді, мг/л	Спонтанне ПОЛ, мкмоль/мл крові	Ферментне ПОЛ, мкмоль/мл крові	Неферментне ПОЛ, мкмоль/мл крові	Співвідношення ферментного і неферментного ПОЛ	Індекс антиоксидантної активності	
0,01	К	1,11±0,16	46,9±1,1	48,6±4,3	0,99±0,08	1,36±0,09
	Д	1,00±0,11	46,8±2,3	51,3±1,4	0,91±0,05	0,87±0,14*
0,20	К	3,96±0,35	46,4±1,5	77,9±3,6	0,65±0,05	1,58±0,16
	Д	3,40±0,27	43,9±0,52	58,0±3,3*	0,77±0,04	2,02±0,17*
0,50	К	1,65±0,33	43,7±1,7	44,8±1,3	0,98±0,06	1,56±0,18
	Д	1,22±0,13	37,2±0,9	46,9±2,7	0,79±0,04*	0,36±0,09*

Отже, забруднення водного середовища іонами свинцю в концентрації 0,01, 0,2 і 0,5 мг/л приводить до зменшення вмісту продуктів перекисного окиснення ліпідів та деструкції білків в крові коропа. Компоненти антиоксидантного захисту найбільш активні при дії 0,01 мг/л свинцю.

ЛІТЕРАТУРА

1. Леус Ю. В., Грубинко В. В. Активність антиоксидантної системи карпа при действии тяжелых металлов // Гидробиол. ж. — 1998. — № 2. — С. 59-63.
2. Столяр О. Б., Зінківська Н. Г., Мудра А. Є. та ін. Антиоксидантно-прооксидантний статус організму коропа при дії сублетальної концентрації міді (II) // Наукові записки Тернопільського педуніверситету. Серія: Біологія. — Тернопіль. — 2000. — № 3(10). — С. 72-78.
3. Tabche L. M., Martinez C. M., Sanchez H. E. Comparative study of toxic lead effect on gill and haemoglobin of tilapia fish // J. Appl. Toxicol. — 1990. — Vol.10, № 3. — P. 193-195.

УДК 574.64:581.526.3

К.П. Каленіченко

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

ДІЯ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ ТА ДЕТЕРГЕНТА НА ВИЩІ ВОДНІ РОСЛИНИ

У наш час природне водне середовище, зокрема Дніпро, забруднюється важкими металами та синтетичними миючими засобами — детергентами [4, 5]. Одним з методів оцінки якості води, поряд з використанням зоопланктону та інших безхребетних [3], є біотестування природних вод з допомогою тест-об'єктів вищих водних рослин — валіснерії спіральної (*Vallisneria spiralis* L.) та елодеї густолистої (*Elodea densa* C. Rich). Відомо, що важкі метали, зокрема мідь, пригнічують фотосинтез фітопланктону та вищих водних рослин, а детергенти зменшують проникність органічних речовин у клітину [2].

Мета роботи: дослідити вплив суміші важких металів (марганцю, міді) та детергенту «Лотос» на вищі водні рослини за допомогою багатофакторного експерименту.

Використовувалась методика біотестування різних токсикантів у природних водах [6], основою якої є швидкість руху хлоропластів у клітинах. Згідно матриці експерименту [1], у 8 пробірок з природною водою (по 5 мл) добавлена суміш токсикантів і внесені листки валіснерії та елодеї. Контролем експерименту була вода з рослинами, але без токсикантів. Досліди експонували 3 години при температурі 20-23°C. Швидкість руху хлоропластів визначали за допомогою мікроскопу МБІ-3 при збільшенні 200 разів.

У контролі з валіснерією, але без токсикантів, зареєстрована швидкість руху 10,78 мкм/сек, тобто 100% (табл. 1). Як показали результати проведеного багатофакторного експерименту, стирулюючи токсичність проявили іони міді. Так, у 7 досліді швидкість руху хлоропластів у валіснерії була на 19,59% вищою по відношенню до контролю. Іони марганцю та міді трохи збільшували токсичність та зменшували рух хлоропластів. Так, у 5 досліді вона була тільки 78,04% по відношенню до контролю. Зменшувалась також у присутності детергенту «Лотос». Так, швидкість руху хлоропластів була у 2 досліді 53,73% по відношенню до контролю.

Таблиця 1

Результати повного трьохфакторного експерименту солей важких металів (марганцю та міді), детергенту «Лотос» на тест-об'єкт валіснерію спіральну (*V. spiralis L.*) (середнє, № = 3)

№ досліді, його умови, важкі метали та детергент «Лотос», (мг/л)	Довжина клітини, (мкм)	Відхилення, (м)	Час, (сек)	Відхилення, (м)	Швидкість руху хлоропластів, (мкм)	Відхилення, (м)
Контроль	272	37,3	25,6	3,8	10,78	2,00
1. Mn ⁺⁺ -1,6; Cu ⁺⁻ 0,04; «Лотос» — 6,6	200	10,6	25,6	3,8	5,88	0,16
2. Mn ⁺⁺ -1,6; Cu ⁺⁻ 0,04; «Лотос» — 20,0	240	16,0	34,0	1,3	5,79	0,26
3. Mn ⁺⁺ -1,6; Cu ⁺⁻ 0,12; «Лотос» — 6,6	200	16,0	41,3	1,1	12,87	2,49
4. Mn ⁺⁺ -1,6; Cu ⁺⁻ 0,12; «Лотос» — 20,0	144	24,0	16,0	4,0	8,79	0,79
5. Mn ⁺⁺ -4,8; Cu ⁺⁻ 0,04; «Лотос» — 6,6	168	16,0	16,6	3,5	8,41	0,52
6. Mn ⁺⁺ -4,8; Cu ⁺⁻ 0,04; «Лотос» — 20,0	192	0,0	19,3	1,1	10,00	0,51
7. Mn ⁺⁺ -4,8; Cu ⁺⁻ 0,12; «Лотос» — 6,6	200	5,3	16,3	0,4	12,17	3,11
8. Mn ⁺⁺ -4,8; Cu ⁺⁻ 0,12; «Лотос» — 20,0	216	48,8	27,0	12,0	8,06	1,29

У елодеї (табл. 2) виявлена значно менша швидкість руху хлоропластів по відношенню до валіснерії.

Таблиця 2

Результати повного трьохфакторного експерименту солей важких металів (марганцю та міді), детергенту «Лотос» на тест-об'єкт елодею густолисту (*E. densa C. Rich*) (середнє, № = 3)

№ досліді, його умови, важкі метали та детергент «Лотос», (мг/л)	Довжина клітини, (мкм)	Відхилення, (м)	Час, (сек)	Відхилення, (м)	Швидкість руху хлоропластів, (мкм)	Відхилення, (м)
Контроль	112	10,6	17,6	3,5	6,55	0,96
1. Mn ⁺⁺ -1,6; Cu ⁺⁻ 0,04; «Лотос» — 6,6	88	10,6	25,8	3,9	4,42	0,11
2. Mn ⁺⁺ -1,6; Cu ⁺⁻ 0,04; «Лотос» — 20,0	148	5,3	32,0	3,3	4,66	0,42
3. Mn ⁺⁺ -1,6; Cu ⁺⁻ 0,12; «Лотос» — 6,6	112	10,6	43,6	6,9	2,61	0,26
4. Mn ⁺⁺ -1,6; Cu ⁺⁻ 0,12; «Лотос» — 20,0	120	48,0	33,1	9,4	3,51	0,56
5. Mn ⁺⁺ -4,8; Cu ⁺⁻ 0,04; «Лотос» — 6,6	108	8,0	32,6	1,1	3,29	0,12
6. Mn ⁺⁺ -4,8; Cu ⁺⁻ 0,04; «Лотос» — 20,0	104	10,6	57,3	1,8	1,80	0,01
7. Mn ⁺⁺ -4,8; Cu ⁺⁻ 0,12; «Лотос» — 6,6	120	10,6	45,6	3,7	2,67	0,56
8. Mn ⁺⁺ -4,8; Cu ⁺⁻ 0,12; «Лотос» — 20,0	88	10,6	18,0	0,7	4,89	0,60

У контролі вона дорівнювала всього 6,55 мкм/сек, тобто 100%. Токсичність для цієї рослини виявлена у детергента «Лотос». Так, у 6 досліді зареєстрована дуже низька швидкість руху хлоропластів — 27,58% по відношенню до контролю. Присутність іонів суміші Mn⁺⁺ та Cu⁺ збільшували швидкість руху хлоропластів. Так, у 2 досліді вона дорівнювала 71,44% по відношенню до контролю, в 3 — відповідно 39,54%. Іони міді збільшували токсичність детергенту «Лотос». Так, у 7 досліді швидкість руху хлоропластів була 40,75%, а у 8 — 74,75% по відношенню до контролю.

Отже, найбільш токсичною для елодеї густолистої виявилась дія детергенту «Лотос» у концентрації 20 мг/л. Виявлена найбільш токсична концентрація сульфату міді (0,12 мг/л) на валіснерію спіральну. Швидкість руху хлоропластів у валіснерії спіральній під впливом токсичних речовин по відношенню до елодеї густолистої була вищою у 2,64 рази.

Іони міді прискорюють рух хлоропластів в клітинах судин рослин, пригнічують фотосинтез, а детергенти діють на оболонку клітини. Це дає змогу використовувати ці рослини як біотести для тестування важких металів та синтетичних речовин при визначенні якості природних вод.

ЛІТЕРАТУРА

1. Адлер Ю.П., Маркова Е.В., Грановский Ю.В. Планирование эксперимента при поиске оптимальных условий. — М.: Наука, 1976. — 279 с.
2. Брагинский Л.П., Величко И.М., Щербань Э.П. Пресноводный планктон в токсической среде. — К.: Наук. думка, 1987. — 180 с.
3. Гідроекологічна таксиметрія та біоіндикація забруднень (теорія, методи, практика використання) / За ред. Олексіна І.Т., Брагинського Л.П. — Львів: Світ, 1995. — С. 27-37.
4. Денисова А.И., Тимченко В.М., Нахшина Е.П. и др. Гидрохимия и гидрология Днепра и его водохранилищ. — К.: Наук. думка, 1989. — 216 с.
5. Національна доповідь про стан навколишнього середовища в Україні // Рідна природа. — 1994. — № 4-5. — С. 17.
6. Смирнова Н.Н., Сиренко Л.А. Цитофизиологический метод экспресс-оценки токсичности природных вод // Гидробиол. журн. — 1993. — Т. 29, № 4. — С. 95-101.

УДК 574.64(285)(477-25)

Л.С. Кіпніс, Ю.М. Ситник, І.М. Коновець

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

БІОТЕСТУВАННЯ ЯКОСТІ ВОДИ ОЗЕР МІСЬКОЇ ЗОНИ КИЄВА

Проблема якості води як оцінка стану середовища та метод контролю токсичності природних та стічних вод давно вже займає одне з основних місць в гідробіології. Особливо це стає зрозумілим, якщо враховувати ступінь впливу людини на навколишнє середовище в останні 50 років ХХ століття. За ствердженням Л.П.Брагинського [1], найбільш поширеним у світовій практиці контролю токсичності забруднення є метод біотестування, що ґрунтується на експериментальній оцінці відгуку окремих тест-культур гідробіонтів на вплив токсичних речовин у гострих та хронічних дослідах. Відносна простота реалізації багатьох біотестів, їх висока чутливість, а головне — можливість отримувати за їх допомогою інформацію, що не можуть дати традиційні методи хімічного аналізу, роблять біотестування незамінним елементом контролю та запобігання забруднення.

За допомогою методів біотестування була проведена оцінка якості води ряду внутрішніх водойм м. Києва в різні сезони (весна, літо, осінь) 2000 року.

Матеріали та методика

Для оцінки токсичності природних вод були проведені досліди по біотестуванню з використанням тваринних та рослинних тест-об'єктів. В дослідах в якості тест-об'єктів використовували гіллястовусих ракоподібних *Daphnia magna* Straus та *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg. Обидва тест-об'єкти прийняті в водній токсикології як стандартні [2,3]. Також проводили досліди на цибулі звичайній *Allium sera*, насінні салату *Lactuca sativa*. Для оцінки мікробіологічного забруднення використовували H_2S -тест.

Для дослідів по визначенню токсичності води використовували синхронізовану генетично однорідну культуру дафній та церіодафній. Критерієм токсичності в гострих дослідах служила смертність тест-організмів по відношенню до контролю. Проби вважалися гостротоксичними, якщо протягом 48 годин спостерігалася загибель 25% піддослідних організмів. В хронічних експериментах достовірність змін визначали по відхиленню показників продуктивності *Ceriodaphnia affinis* по відношенню до контролю. Метод біотестування на цибулі звичайній — легкий та досить чутливий спосіб для вимірювання загальної токсичності, що виражається в пригніченні росту корінців цибулини [4]. Метод, доповнений цитогенетичною оцінкою впливу на тест-організм, дозволяє визначити наявність чи відсутність мутагенності. Проби аналізувалися також на вміст H_2S -бактерій для визначення фекального забруднення води. Проби природних вод відбиралися згідно з ГОСТ 17.15.05.

Результати та обговорення

Отримані результати викладені в таблиці. Результати свідчать про відносну чистоту досліджуваних природних вод міста Києва, особливо на класичних тест-об'єктах та класичних тестах на гостру токсичність (*Daphnia magna* та *Ceriodaphnia affinis*). Проте при розгляді результатів тестування всієї батареї тест-об'єктів необхідно відмітити хронічну токсичність води практично для всіх досліджуваних водних об'єктів (табл.1). Також тест на насінні салату показує збільшення самоочисної здатності води

ГІДРОХІМІЯ І ВОДНА ТОКСИКОЛОГІЯ

досліджуваних аквасистем міської зони Києва від весни до осені. Це підтверджує і тест на корінцях цибулі. H₂S-тест показує наявність фекального забруднення всіх досліджуваних аквасистем, яке найбільш виразно проявляється навесні, при мінімальній очисній активності у водоймі.

Таблиця

Результати біотестування води внутрішніх водойм м. Києва, 2000 рік

Місяця відбору проб	Сезон року	Токсичність для тест-об'єктів					
		<i>Daphnia magna</i> (гостра токсичність)	<i>Ceriodaphnia affinis</i> (гостра токсичність)	<i>Ceriodaphnia affinis</i> (хронічна токсичність)	<i>Lactuca sativa</i> (пригнічення росту,%)	H ₂ S-тест (кількість фекальних бактерій, екз.)	<i>Allium sepa</i> (пригнічення росту, %)
Оз. Мінське	весна	відсутня	гостра токсичність	хронічна токсичність	пригнічення росту 30%	>1000 забруднена	пригнічення росту корінців 30%
	літо	відсутня	відсутня	хронічна токсичність	10%	<100- слабо забруднена	пригнічення росту корінців 20%
	осінь	відсутня	відсутня	відсутня	відхиленя від контролю немає	<100- слабо забруднена	пригнічення росту корінців 10%
Оз. Лугове	весна	відсутня	гостра токсичність	хронічна токсичність	пригнічення росту корінців 30%	>1000 забруднена	пригнічення росту корінців 20%
	літо	відсутня	відсутня	хронічна токсичність	20%	<100- слабо забруднена	20%
	осінь	відсутня	відсутня	хронічна токсичність	20%	<100- слабо забруднена	20%
Оз. Бога-тирське	весна	гостра токсичність	гостра токсичність	хронічна токсичність	50%	>1000 забруднена	40%
	літо	відсутня	відсутня	хронічна токсичність	10%	<100- слабо забруднена	10%
	осінь	відсутня	відсутня	хронічна токсичність	10%	<100- слабо забруднена	10%
Оз. Вербне	весна	відсутня	відсутня	хронічна токсичність	10%	>1000 забруднена	10%
	літо	відсутня	відсутня	відсутня	відхиленя від контролю немає	<100- слабо забруднена	відхиленя від контролю немає
	осінь	відсутня	відсутня	відсутня	відхиленя від контролю немає	<100- слабо забруднена	10%
Оз. Редьчине	весна	відсутня	відсутня	відсутня	відхиленя від контролю немає	<100- слабо забруднена	відхиленя від контролю немає
	літо	відсутня	відсутня	відсутня	відхиленя від контролю немає	<100- слабо забруднена	відхиленя від контролю немає
	осінь	відсутня	відсутня	відсутня	відхиленя від контролю немає	<100- слабо забруднена	відхиленя від контролю немає
р.Либідь (біля Дніпра)	весна	відсутня	гостра токсичність	хронічна токсичність	20%	>1000 забруднена	20%
	літо	відсутня	відсутня	хронічна токсичність	10%	<100- слабо забруднена	20%
	осінь	відсутня	відсутня	відсутня	відхиленя від контролю немає	<100- слабо забруднена	відхиленя від контролю немає
Оз. Лісове (Вату-тінське)	весна	відсутня	гостра токсичність	хронічна токсичність	30%	>1000 забруднена	20%
	літо	відсутня	відсутня	хронічна токсичність	30%	<100- слабо забруднена	20%
	осінь	відсутня	відсутня	хронічна токсичність	20%	<100- слабо забруднена	20%
Русанівський канал (р. Дніпро)	весна	гостра токсичність	гостра токсичність	хронічна токсичність	20%	<100- слабо забруднена	20%
	літо	відсутня	відсутня	хронічна токсичність	20%	<100- слабо забруднена	20%
	осінь	відсутня	відсутня	хронічна токсичність	відхиленя від контролю немає	<100- слабо забруднена	відхиленя від контролю немає
Р.Дарниця	весна	відсутня	відсутня	хронічна токсичність	20%	<100- слабо забруднена	20%
	літо	відсутня	відсутня	відсутня	20%	<100- слабо забруднена	20%
	осінь	відсутня	відсутня	відсутня	відхиленя від контролю немає	<100- слабо забруднена	відхиленя від контролю немає

ГІДРОХІМІЯ І ВОДНА ТОКСИКОЛОГІЯ

Місяця відбору проб	Сезон року	Токсичність для тест-об'єктів					
		<i>Daphnia magna</i> (гостра токсичність)	<i>Ceriodaphnia affinis</i> (гостра токсичність)	<i>Ceriodaphnia affinis</i> (хронічна токсичність)	<i>Lactuca sativa</i> (пригнічення росту,%)	H ₂ S-тест (кількість фекальних бактерій, екз.)	<i>Allium sepa</i> (пригнічення росту, %)
Оз. Труханів о-в	весна	відсутня	гостра токсична	хронічна токсичність	50%	>1000 забруднена	30%
	літо	відсутня	відсутня	хронічна токсичність	25%	<100- слабо забруднена	30%
	осінь	відсутня	відсутня	хронічна токсичність	25%	<100- слабо забруднена	25%
Р. Сирець	весна	відсутня	відсутня	хронічна токсичність	10%	<100- слабо забруднена	10%
	літо	відсутня	відсутня	хронічна токсичність	10%	<100- слабо забруднена	20%
	осінь	відсутня	відсутня	хронічна токсичність	відхилен від контролю немає	<100- слабо забруднена	відхилен від контролю немає
Оболонська Затока (р. Дніпро)	весна	відсутня	відсутня	відсутня	відхилен від контролю немає	<100- слабо забруднена	відхилен від контролю немає
	літо	відсутня	відсутня	відсутня	пригнічення росту 10%	<100- слабо забруднена	пригнічення росту 10%
	осінь	відсутня	відсутня	хронічна токсичність	пригнічення росту 20%	<100- слабо забруднена	пригнічення росту 20%

Звертає на себе увагу той факт, що при використанні набору різних тест-об'єктів виникає нагальна потреба в розробці інтегральної оцінки для зведення в єдине ціле результатів тестування.

Висновки

Встановлено, що найбруднішою вода є навесні при мінімальній очисній здатності аквасистем та надходженні паводкових вод.

ЛІТЕРАТУРА

- Брагінський Л.П. Біотестування як метод контролю токсичності природних і стічних вод /Гідроecологічна токсикометрія та біоіндикація забруднень: теорія, методи, практика, використання. За ред. Олексія І.Т. та Брагінського Л.П. — Львів: Світ, 1995. — С. 27-37.
- КНД 211.1.4. 55-97. Визначення гострої летальної токсичності води на ракоподібних *Ceriodaphnia affinis* L. — Київ, 1997.

УДК 574. 58:57. 033/. 036(262. 5)

Н.В. Ковалева, В.И. Мединец, Е.И. Газетов

Одесский национальный университет им. И. И. Мечникова, г. Одесса

АНАЛИЗ ДИНАМИКИ АЭРОБНОГО ОКИСЛЕНИЯ ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА В ВОДАХ ЧЕРНОГО МОРЯ В ЗАВИСИМОСТИ ОТ ТЕМПЕРАТУРЫ И СОДЕРЖАНИЯ КИСЛОРОДА

Аэробное окисление органического вещества наиболее эффективный процесс утилизации органических соединений в водных экосистемах [3]. Исследование закономерностей протекания аэробной деструкции служит основой для создания прогностических моделей функционирования экосистем. В настоящей работе рассматриваются изменения скорости окисления органического вещества в морских эвтрофных водах в зависимости от температуры и концентрации кислорода. Материалом для исследования послужили результаты многолетних наблюдений авторов в 1982-1991 гг., включающие 600 комплексных определений указанных параметров среды северо-западной части Черного моря [4, 5, 7]. Определение скорости аэробного окисления органического вещества проводилось по изменению содержания кислорода в замкнутом объеме воды, помещенном в условия максимально приближенные к естественным, в соответствии с методикой [6].

Собранные материалы включали данные по температуре воды в диапазоне от 0,6 до 26°C, что охватывает весь диапазон значений, характерных для морей умеренных широт. Содержание растворенного в воде кислорода изменялось от 0,69 до 16,05 мг/л, что характерно для эвтрофных природных вод. Диапазон изменений скорости окисления органического вещества в этих условиях составлял 0-3,99 мгО₂/л/сут. Регрессионный анализ зависимости скорости окисления органического вещества (y) от температуры (x) показал, что соотношение между этими параметрами хорошо передается экспоненциальной функцией и в числовой форме выражается уравнением:

$$y = 0,2019 e^{0,0776x}$$

Согласно приведенному уравнению, в эвтрофных морских водах, коэффициент увеличения скорости аэробного окисления органического вещества в интервале температур 10°C составил 2,17. Эти результаты хорошо согласуются с изложенными в литературе представлениями о зависимости скорости дыхательного метаболизма пойкилотермных животных от температуры [1,2]. Вместе с тем, обращает на себя внимание большая дисперсия значений скорости метаболических процессов при относительно стабильной температуре. В диапазоне температур 0,6-7,9°C скорость окисления органического вещества изменялась в пределах 0-0,91 мгО₂/л/сут., а при температурах 18,0-26°C колебания этого процесса достигали максимальных пределов 0-3,99 мгО₂/л/сут. Очевидно, что параллельно с температурой на скорость аэробной деструкции влияют сопутствующие факторы.

Содержание кислорода в эвтрофных водах часто является первостепенным лимитирующим фактором для аэробного окисления органического вещества. В этой связи нами проведен анализ изменений интенсивности этого процесса при различном содержании растворенного кислорода. Для того чтобы свести до минимума эффект воздействия температуры, зависимость деструкции органического вещества от кислорода определялась в 4-х температурных интервалах, в пределах которых ее колебание расценивалось как безразличное для микроорганизмов. В пределах температурных диапазонов 0-7,9°C₁, 8,0-14,9°C₂, 15,0-17,9°C₃, и 18,0-26°C₄ зависимость скорости аэробного окисления органического вещества (y) от концентрации кислорода (x) хорошо передается экспоненциальной функцией и выражается соответствующими уравнениями:

$$y_1 = 0,0166 e^{0,2646x} \quad (R^2 = 0,82),$$

$$y_2 = 0,0593 e^{0,2311x} \quad (R^2 = 0,96),$$

$$y_3 = 0,0927 e^{0,2328x} \quad (R^2 = 0,99),$$

$$y_4 = 0,0946 e^{0,2596x} \quad (R^2 = 0,99).$$

Приведенные эмпирические уравнения имеют высокие коэффициенты детерминации (R²) и поэтому значения скорости аэробного окисления органического вещества, установленные по данным уравнениям, близки соответствующим характеристикам, полученным прямым методом. В диапазоне значений растворенного кислорода 5,0-14,0 мг/л скорость окисления органического вещества изменялась в 5-10 раз, что указывает на мощное воздействие кислородного фактора. Пограничная концентрация кислорода, при которой проходила аэробная деструкция, составляла 4,2 мг/л. Наиболее интенсивно процессы окисления органического вещества протекали при содержании кислорода 11,0-14,0 мг/л. Наивысшие значения деструкции (2,00-3,99 мгО₂/л/сут.) определены в условиях, когда степень кислородного насыщения достигала 130-180 %.

Рассмотренные результаты не вызывают сомнения в том, что между скоростью аэробного окисления органического вещества и содержанием растворенного кислорода существует тесная зависимость, которая может быть описана экспоненциальной функцией в определенных температурных диапазонах. Количественные зависимости, установленные нами могут быть использованы при решении многих вопросов, связанных с моделированием водных систем. Самое широкое приложение результатов возможно для анализа эффективности энергетических превращений в экосистемах с различными температурами и концентрациями кислорода.

ЛИТЕРАТУРА

1. Винберг ГТ. Температурный коэффициент Вант-Гоффа и уравнение Аррениуса в биологии // Журн. общ. биологии. — 1983. — Т. 44, № 1. — С. 31-42.
2. Ивлева И. В. Температура среды и скорость энергетического обмена у водных животных. — Киев: Наук. думка, 1981. — 232 с.
3. Израэль Ю. А., Цыбань А. В. Антропогенная экология океана. — Л.: Гидрометеоздат, 1989. — 528 с.
4. Исследование экосистемы Черного моря / Под ред. В. И. Мединца. — Одесса: Ирен-Полиграф, 1994. — 157 с.
5. Ковалева Н. В. Деструкция органического вещества в воде и донных отложениях северо-западной части Черного моря // Экологические исследования состояния морской среды и приземной атмосферы. Тр. ГОИН. — М.: Гидрометеоздат, 1992. — Вып. 203. — С. 102-113.
6. Методические основы комплексного экологического мониторинга океана. — М.: Гидрометеоздат, 1988. — С. 109.
7. Цыбань А. В., Вентцель М. В., Панов Г. В., Ковалева Н. В. и др. Долгопериодные экологические исследования в импактных и фоновых районах Мирового океана // Тр. III Международного симпозиума СССР Комплексный глобальный мониторинг состояния биосферы. — Л.: Гидрометеоздат, 1986. — Т. 3. — С. 45-60.

УДК 615.9(574.64:5935.3)

И.Н. Коновец, Э.П. Щербань, О.М. Арсан

Институт гидробиологии НАН Украины, г. Киев

ПРИМЕНЕНИЕ МЕТОДА ДОПОЛНИТЕЛЬНОЙ ТОКСИЧЕСКОЙ НАГРУЗКИ ПРИ ПРОВЕДЕНИИ ХРОНИЧЕСКИХ ОПЫТОВ НА ВЕТВИСТОУСЫХ РАКООБРАЗНЫХ

При установлении максимальной недействующей концентрации токсикантов (НОЕС) для ветвистоусых ракообразных, величина которой является одним из основных показателей при определении предельно допустимых концентраций веществ в воде, основное внимание уделяется анализу изменений плодовитости этих тест-объектов в хронических опытах на нескольких поколениях. Трудно переоценить важность результатов этих исследований для установления НОЕС, однако проведение таких опытов является весьма длительным и трудоемким процессом, что неизбежно сказывается на их стоимости.

Стремление к удешевлению подобных исследований привело к разработке новых подходов при определении НОЕС. В ряде развитых стран были стандартизированы кратковременные тесты, основанные на изучении смертности и плодовитости цериодафний на протяжении недельных опытов [1, 2]. Это, в свою очередь, вызвало необходимость применения «коэффициентов неопределенности» для расчета недействующей концентрации [3] и научный спор по поводу надежности этого подхода не утихает по сей день. В качестве альтернативы, поддерживаемой и авторами этой статьи, в последнее время получили также применение экстраполяционные модели [4], использующие для определения НОЕС набор различных субхронических показателей и включающие элементы математического моделирования.

Целью настоящего исследования явилась попытка использовать метод токсикологических нагрузок для получения дополнительной информации о действии токсикантов, а также изучение явления преадаптации к хронически сублетальным концентрациям токсикантов.

Хронические опыты проводили на пяти поколениях (F0–F4) *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg. Использовали отстоянную преаэрированную днепровскую воду, pH 7,5, температура 19 ± 1 °C. Начальная численность бактериопланктона при периодической смене среды колебалась в течение эксперимента от 3,2 до 6,2 млн. кл/мл, а фитопланктона (зеленые водоросли) – от 2,8 до 5,0 млн. кл/мл.

Цериодафний содержали в сублетальных концентрациях (0,01, 0,1, 0,5 и 2,5 мг/л) препарата купроксил (содержание $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ 10 %). Концентрации купроксила готовили последовательным разбавлением более высоких концентраций.

Для проведения опытов по определению медианного летального времени (LT_{50}) к концентрации купроксила 20 мг/л отбирали 4–8-часовую молодежь F3 *C. affinis*, предки которой (F0–F2) были выдержаны в сублетальных концентрациях, описанных выше. Численность молодежи в острых опытах составляла около 100 экз. Расчет LT_{50} и анализ распределения проводили по общепринятым методам при помощи программы Statistica (Statsoft).

Анализ зависимости медианного летального времени молодежи F3 от величины хронической (т.е. преадаптационной) концентрации в опытах с поколениями F0–F2 показывает, что при 0,01, 0,1 и 0,5 мг/л препарата происходит статистически достоверное повышение резистентности *C. affinis* к купроксилу (табл. 1). При этом LT_{50} молодежи в концентрации 0,1 мг/л на 37,5 % больше, чем у контроля.

Таблица 1

Влияние преадаптации к сублетальным концентрациям купроксила на медианное летальное время молодежи F3 *C. affinis* к 20 мг/л препарата

Концентрация преадаптации, мг/л	Показатели смертности в остром опыте			
	$\text{LT}_{50} = Me$, мин	\bar{X} , мин	s_x , мин	CV, %
Контроль	104,5	104,7	30,3	28,9
0,01	138,5	135,2	35,2	26,0
0,1	143,7	147,9	38,7	26,2
0,5	127,2	132,4	33,9	25,6
2,5	43,4	66,0	35,7	54,1 *

Примечание: разница средних величин контроля и опытов достоверна, $P < 0,01$.

* – разница коэффициентов вариации опыта и контроля достоверна, $P < 0,01$

Увеличение преадапционной концентрации до 2,5 мг/л приводит к падению LT_{50} на 58,5 %, существенному смещению медианной величины относительно среднего значения в сторону менее толерантных особей, а также достоверному увеличению изменчивости признака по сравнению с контролем. Последнее свидетельствует о значительном увеличении разнокачественности потомства под влиянием этой концентрации купроксила на предыдущие три поколения *C. affinis*. При этом распределение смертности не подчиняется нормальному распределению как по критерию асимметричности ($t_{As}=4,92$), так и по критерию Колмогорова-Смирнова ($P<0,01$) (рис. 1).

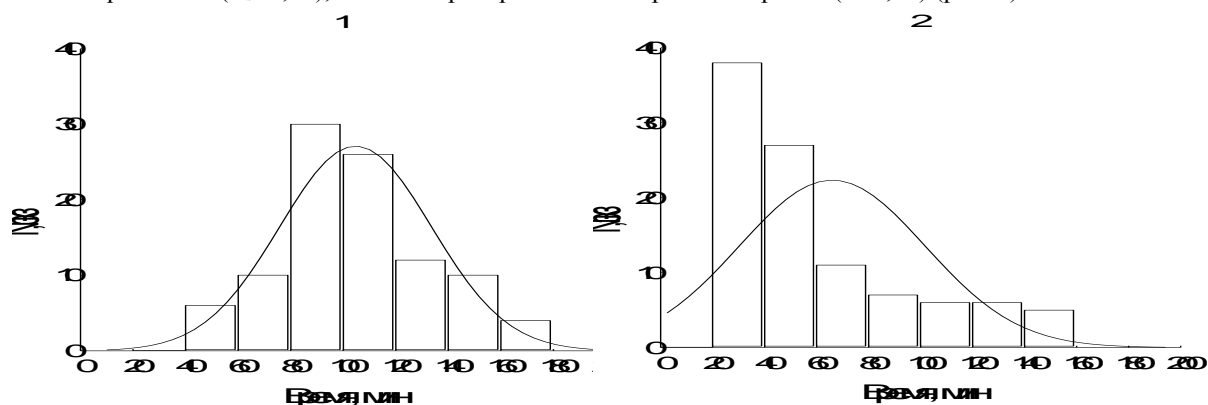


Рис. 1. Гистограммы распределения летального времени *C. affinis* при воздействии 20 мг/л купроксила: 1 – контроль; 2 – 2,5 мг/л препарата. Сплошная линия – ожидаемое нормальное распределение

Несмотря на приобретенную повышенную толерантность молодежи F3 в концентрациях 0,01–0,5 мг/л, их плодовитость была несколько меньшей, чем в контроле (табл. 2). Принимая во внимание отсутствие концентрационной зависимости этого показателя в данном диапазоне концентраций, это явление можно объяснить опосредованным воздействием купроксила на плодовитость самок, например, снижением пищевого рациона вследствие угнетения фито- и бактериопланктона в период между сменами среды.

Таблица 2

Влияние сублетальных концентраций купроксила на плодовитость самок F3 и F4 в трех первых пометах

Концентрация, мг/л	F3		F4	
	\bar{X} , экз	s_x , экз	\bar{X} , экз	s_x , экз
Контроль	22,0	3,9	22,0	4,0
0,01	18,3	3,7	18,2	3,5
0,1	17,5	3,8	19,9	3,9
0,5	18,6	4,0	19,2	3,9
2,5	9,2	*	13,0	*#

Примечание: * – разница средних величин контроля и опыта достоверна, $P<0,01$; # – разница средних величин между поколениями F3 и F4 достоверна, $P<0,05$

При концентрации купроксила 2,5 мг/л плодовитость в поколении F3 составила всего 41,8 % контрольной. Учитывая также пониженную резистентность этой экспериментальной когорты к высоким концентрациям препарата, можно сделать вывод, что данная концентрация оказывает на тест-объект прямое токсическое воздействие. Тем не менее следует отметить, что поколение F3 дает достоверно более плодовитое потомство F4, и около 25 % молодежи F3 не отличаются по резистентности к высоким концентрациям препарата от контроля. Очевидно, концентрация купроксила 2,5 мг/л не будет хронически летальной при более продолжительных исследованиях и дальнейшая адаптация к ней возможна.

Таким образом, применение метода токсической нагрузки при проведении хронических опытов дает ценную дополнительную информацию о воздействии токсиканта, особенно в случае необходимости проведения быстрого скрининга при укороченной схеме хронического эксперимента. При этом возможность преадаптации тест-объектов к определенному диапазону концентраций, очевидно, является специфическим свойством того или иного токсиканта. Так, авторы работы [5] также отмечали индукцию резистентности *Daphnia magna* при влияния кадмия, однако при изучении воздействия тертадифона (акарицид) этого явления не наблюдалось [6].

ЛІТЕРАТУРА

1. Biological test method: Test of reproduction and survival using the Cladoceran *Ceriodaphnia dubia* / Environmental Protection Conservation and Protection Environment Canada. Report EPC 1/RM/21. – 1992. – 72 p.
2. Standard guide for conducting three-brood, renewal toxicity tests with *Ceriodaphnia dubia* / American Society for Testing and Materials. Report E1295–89 in: 1989 Annual book of ASTM standards. – Vol. 11.04. – 1989. – P. 879–897.
3. Persoone G., Janssen C.R. Field validation of predictions based on laboratory toxicity tests / in: Freshwater field tests for hazard assessment of chemicals. CRC Press, Inc. – 1994. – P. 379–397.
4. Roman G., Isnard P., Jouany J. Critical analysis of methods for assessment of predicted no-effect concentration // *Ecotoxicol. Environ. Saf.* – 1999. – Vol. 43, № 2. – P. 117–125.
5. Stuhlbacher A. et al. Induction of cadmium tolerance in two clones of *Daphnia magna* Straus / *Comp. Biochem. Physiol. C.* – 1992. – Vol. 101, № 3. – P. 571–577.
6. Villarreal M.J. et al. Population dynamics in *Daphnia magna* as modified by chronic tetracycline stress / *J. Environ. Sci. Health.* – 2000. – Vol. 35, № 2. – P. 211–227.

УДК 628.394.12:591.524.11.044:591.524.12.044

С.А. Кражан, М.І. Хижняк

Інститут рибного господарства УААН

ВПЛИВ ГЕРБІЦИДУ ТРЕФЛАН НА РОЗВИТОК ПРИРОДНОЇ КОРМОВОЇ БАЗИ СТАВІВ РИБГОСПУ “НИВКА”

За останній час в багатьох країнах світу почастішало проникнення в прісноводні, солонуватоводні водойми, моря та океани різних токсикантів – нафти та її похідних, гербіцидів, пестицидів, тощо. Їх надходження у водне середовище, особливо у великих кількостях, негативно впливає на все живе, приводячи у ряді випадків до загибелі. Подібна ситуація трапилась в кінці лютого 1996 року в районі Святошин біля кемпінгу “Пролісок” (м. Київ, Україна) при перевезенні гербіциду трефлан (діюча речовина трифлуралін), де близько 17 т його було розлито поблизу водопостачального ставу № 3 дослідного рибного господарства “Нивка” Інституту рибного господарства УААН. Попадання трефлану в систему виробничих ставів значно ускладнило екологічну ситуацію, що змусило припинити вирощування товарної риби у ставах господарства. Тому метою досліджень 1996–1998 рр. було з’ясування розвитку природної кормової бази під впливом цього токсиканту, як одного з важливих чинників при вирощуванні риби.

Матеріал та методи досліджень

Гідробіологічні проби у водопостачальному ставі № 3 та каскаді з 5 ставів відбирали протягом кожного вегетаційного періоду посезонно. Вивченню підлягали бактеріопланктон, фітопланктон, інтенсивність валової первинної продукції та деструкції органічної речовини, зоопланктон, зообентос. Дослідження проводили за загальноприйнятими методиками.

Результати досліджень

Згідно санітарно-гігієнічних норм [1] допустимий рівень вмісту трифлураліну в продуктах харчування рослинного походження знаходиться в межах 0,1–0,5 мг/кг. Допустима разова доза для людини складає — 0,01 мг/кг маси. Гранично допустима концентрація вказаного гербіциду у воді рибогосподарських водойм не повинна перевищувати 0,0003 мг/л, у ґрунті — 0,1 мг/кг [2].

Через 5 діб після аварії у 1996 р. вміст трефлану в ґрунті поблизу місця аварії становив 72–1377 мг/кг, у донних відкладах річки “Нивка” — 1,22 мг/кг, у воді річки “Нивка” — 0,045 мг/л, у водопостачальному ставі № 3, куди безпосередньо попав цей гербіцид — 0,148–0,170 мг/л. Протягом наступних років вміст гербіциду трефлан у донних відкладеннях був зафіксований у водопостачальному ставі № 3 та нагульному № 1 відповідно 0,001 та 0,00018 мг/л і тільки в кінці 1997 та у 1998 році у ставах каскаду його не виявлено, або відмечені продукти його розкладу в невеликій кількості, що являється наслідком поступового вимивання його з шарів ґрунту.

Дослідженнями встановлено, що негативна дія трефлану на мікроорганізми в каскаді ставів не виявлена, окрім водопостачального ставу № 3 навесні 1996 р. Процеси продукції органічної речовини навесні 1996 р. у водопостачальному ставі № 3 значно переважали над процесами деструкції, в наступні роки вони врівноважувались. У каскаді ставів процеси продукції органічної речовини переважали над процесами деструкції тільки влітку. Негативний вплив трефлану на фіто-, зоопланктон і зообентос проявлявся у водопостачальному ставі № 3 в перші два роки. Його дія була обумовлена зменшенням кількості видів, переважним розвитком більш стійких груп діатомових та синьозелених водоростей, відсутністю більш продуктивних та цінних в кормовому відношенні гіллястовусих ракоподібних,

порушенні партеногенезу у зоопланктерів (коловертки, гіллястовусі раки), перевагою веслоногих раків, наявністю мертвих моллюсків та таких, які затуляють свої стулки.

Порівняння розвитку зоопланктону та зообентосу дослідних ставів з минулими роками (1991-1995рр) свідчить, що видова різноманітність зоопланктону скоротилась (на 33%), з домінуванням груп коловерток (72,9%), чисельність та біомаса зоопланктону зменшилась в 2,1 та 5,7 рази відповідно, зообентосу — в 2,2 та 1,5 рази відповідно.

Отже, наявність трєфлану та продуктів його розкладу в воді та ґрунті простежується протягом майже двох років з поступовим зникненням у воді та зменшенням концентрації у ґрунті (до 44 разів у порівнянні з 1996 р.). В цей же період простежується негативна дія його на кормову базу, головним чином на зоопланктон та зообентос ставу № 3, куди безпосередньо він потрапив. В решті ставів по каскаду згубна дія гербіциду проявляється менше.

ЛІТЕРАТУРА

1. Перечень санитарно-гигиенических норм "Допустимые уровни содержания пестицидов в сельскохозяйственном сырье, пищевых продуктах, воздухе рабочей зоны, атмосферном воздухе, воде водоемов и почве". — Киев, 1995.
2. Перечень предельно допустимых концентраций и ориентировочно безопасных уровней воздействия вредных веществ воды рыбохозяйственных водоемов. — М.: Мединф, 1995. — 220 с.

УДК 636.2:599.323.41:576.344

В.З. Курант

Тернопільський державний педагогічний університет ім. Володимира Гнатюка, м. Тернопіль

РОЛЬ ВІЛЬНИХ АМІНОКИСЛОТ В АДАПТАЦІЙНО-КОМПЕНСАТОРНИХ ПРОЦЕСАХ В ОРГАНІЗМІ РИБ ЗА ДІЇ ЙОНІВ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ

Амінокислоти є надзвичайно важливими інтермедіатами азотого обміну всіх організмів, включно риб. Ці сполуки є резервом для синтезу білків та нуклеїнових кислот, беруть участь у субстратному забезпеченні ліпогенезу та гліюконеогенезу, звільненні та зв'язуванні аміаку, виконують функції нейромедіаторів, використовуються в енергетичному забезпеченні організму [3]. Для окремих видів риб, особливо прісноводних, участь білків та амінокислот в енергетичному забезпеченні їх організму може складати 50-90%, а окремі амінокислоти в певних метаболічних умовах служать кращим джерелом енергії, ніж вуглеводи [9]. Отже, вільні амінокислоти відіграють важливу роль в організмі риб у забезпеченні багатьох метаболічних процесів.

Крім того, амінокислоти є сполуками, що забезпечують біохімічну адаптацію гідробіонтів до змін навколишнього середовища [8]. Окремі з них беруть активну участь у детоксикації ряду шкідливих для організму речовин (аміак, важкі метали, пестициди та ін.) [1].

В наших дослідженнях, проведених на дворічках коропа, вивчалася роль вільних амінокислот у забезпеченні структурної та метаболічної адаптації організму риб до дії іонів марганцю, цинку, міді та свинцю. Підвищені концентрації цих металів (2 та 5 ГДК) у воді при дії протягом 14 діб викликали зростання сумарного вмісту вільних амінокислот в печінці та м'язах, а також зниження їх рівня в сироватці крові досліджуваних риб після. Слід зазначити, що описані зміни, як правило, відбуваються пропорційно росту концентрації токсиканту.

Динаміка вільних амінокислот у тканинах відображає загальні тенденції метаболізму в організмі. Збільшення пулу вільних амінокислот, яке ми спостерігали в наших дослідженнях, є свідченням посилення катаболічних процесів та мобілізації білків як джерела енергії, або їх використання у адаптивних перебудовах метаболізму та структурних компонентів клітин [5]. Зниження вмісту вільних амінокислот, загалом, є свідченням їх мобілізації як резервних енергетичних ресурсів організму. Зазначені тенденції характерні для організму риб в умовах стресу, викликаного несприятливою дією різних факторів водного середовища, в тому числі і іонами важких металів [6].

Особливе метаболічне значення серед вільних амінокислот займає гліцин. Ця амінокислота є надзвичайно лабільною і бере участь в синтезі цілого ряду речовин [2]. Крім того, показана участь гліцину в адаптації гідробіонтів до дії іонів важких металів [4].

У дослідях з тотально радіоактивно міченим гліцином ми вивчали участь цієї амінокислоти в синтезі білків, ліпідів та вуглеводів, а також в енергетичних процесах, про які ми судили за виділенням

міченого CO₂, при дії таких важких металів як марганець, цинк, мідь та свинець. Результати проведених досліджень свідчать про посилення метаболічної активності гліцину в тканинах риб при інтоксикації іонами важких металів, а також про важливу роль цієї амінокислоти в субстратному забезпеченні синтезу білків, ліпідів та вуглеводів. Слід зауважити, що пріоритетними напрямками використання гліцину при інтоксикації є його участь у синтезі білків та ліпідів, і дещо менша його роль у синтезі вуглеводів. При цьому досліджувані метали по-різному впливають на ці процеси, що, напевно, пов'язано з різним ступенем їх окислення, а також особливостями взаємодії з амінокислотами, які виступають лігандами в даних реакціях [7].

Нами також проведено вивчення впливу йонів важких металів на метаболізм суміші двадцяти мічених амінокислот в тканинах коропа. В результаті проведених досліджень показано, що в організмі риб за дії йонів марганцю, цинку, міді та свинцю відбувається перерозподіл вільних амінокислот за рахунок активації протеолітичних процесів, в основному в м'язовій тканині. В даний час, що приводить до зростання їх концентрації в печінці. Виявлені метаболічні зміни в субстратному забезпеченні анаболічних та катаболічних процесів більш різко виражені за дії йонів міді та свинцю порівняно з іонами цинку та марганцю. Це зумовлено, на нашу думку, природою металу, його здатністю до зміни ступеня окислення, метаболічної активності, наявності природних транспортних систем, селективності та стабільності утворених комплексів з іонами.

Отже, на основі проведених експериментальних досліджень встановлено, що за дії стрес-факторів, якими виступають іони важких металів, відбувається перебудова метаболічних процесів, які скеровані на забезпечення адаптаційно-компенсаторних механізмів та підтримку гомеостазу в організмі риб. При цьому, важлива метаболічна роль у цих процесах належить вільним амінокислотам.

ЛІТЕРАТУРА

1. Грубінко В.В. Адаптивні реакції риб до дії аміаку водного середовища: Автореф. дис... докт. біол. наук: 03.00.18; 03.00.04 / Інститут гідробіології НАН України. — Київ, 1995. — 44 с.
2. Гульїй М.Ф., Голубева Л.И., Бойко В.Б. Некоторые метаболические реакции глицина в организме животных // Укр. биохим. журн. — 1983. — Т. 55, № 4. — С. 372-375.
3. Майстер А. Биохимия аминокислот. — М.: Изд-во иностр. лит., 1961. — 531 с.
4. Никаноров А. М., Жулидов А.В., Покаржевский А.Д. Биомониторинг тяжелых металлов в пресноводных экосистемах. — Л.: Гидрометеоздат, 1985. — 144 с.
5. Ньюсхолм З., Старт Н. Регуляция метаболизма. — М.: Мир, 1977. — 410 с.
6. Сидоров В.С. Аминокислоты рыб / Биохимия молодежи пресноводных рыб. — Петрозаводск, 1985. — С. 103-137.
7. Уильямс Д. Металлы жизни. — М.: Мир, 1975. — 236 с.
8. Хочачка П., Сомеро Дж. Биохимическая адаптация. — М.: Мир, 1988. — 568 с.
9. Яковенко Б.В. Особливості метаболізму гліцину в організмі коропа лускатого: Автореф. дис... докт. біол. наук: 03.00.04 / Інститут біології тварин УААН. — Львів, 1993. — 37 с.

УДК [556. 531. 4: 546. 3] (282. 247. 32)

П.М. Линник, Е.П. Щербань, Т.О. Васильчук, Л.О. Малиновська

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

КОМПЛЕКСОУТВОРЕННЯ МЕТАЛІВ З ПРИРОДНИМИ ОРГАНІЧНИМИ РЕЧОВИНАМИ — ВАЖЛИВИЙ ФАКТОР ДЕТОКСИКАЦІЇ (ЗА РЕЗУЛЬТАТАМИ БІОТЕСТУВАННЯ)

Загальновідомо, що токсичність водного середовища для гідробіонтів залежить від того, в якому стані знаходяться наявні в ньому токсиканти — у вільному чи у вигляді аддуктів з різними сполуками [1,2]. Розчинені органічні речовини (РОР) поверхневих вод суші є саме тими комплексоутворюючими лігандами, які активно взаємодіють з іонами важких металів та іншими токсикантами з утворенням нетоксичних сполук. Серед них першочергову роль відіграють гумусові речовини (ГР), вміст яких в загальній сумі РОР поверхневих вод досягає 55–90%. Детоксикація металів відбувається внаслідок зменшення концентрації вільних (гідратованих) іонів як найбільш токсичної форми.

У цьому повідомленні розглядається комплексоутворення Cu (II) з гуміновими кислотами (ГК) у водному середовищі та оцінка його токсичності методом біотестування з використанням *Daphnia magna* Straus. Досліди по біотестуванню здійснювались в трьох варіантах. В першому варіанті використовували дистильовану воду, насичену киснем, в другому — відстояну водопровідну воду, а в третьому —

природну воду із верхньої ділянки Канівського водосховища, попередньо відфільтровану через мембранний фільтр з діаметром пор 0,4 мкм. Основним тест-об'єктом слугувала молодь *Daphnia magna*. Головним критерієм токсичності була смертність (виживання) тест-об'єктів. Для дослідження кінетики комплексоутворення використовували хемілюмінесцентний метод, який, завдяки своїй високій чутливості, дозволяє здійснювати контроль вмісту тільки вільних (незакомплексованих) іонів Cu^{2+} . Концентрацію міді в складі комплексних сполук з РОР різної хімічної природи знаходили після хроматографічного їх розділення на колонках з іонообмінними целюлозами ДЕАЕ та СМ. Для вивчення розподілу Cu (II) серед комплексних сполук з РОР та ГК різної молекулярної маси застосовували метод гель-хроматографії на нейтральних сефадексах G-50 та G-25 ("Pharmacia", Швеція).

Розглянемо результати досліджень, виконаних на природній воді, бо саме в ній сягала максимальна детоксикація Cu (II) внаслідок комплексоутворення як з РОР самої води, так і внесених ГК. Схема проведення дослідів здійснювалась Отже, що окремо враховувалась поведінка дафній у контрольному досліді (природна вода), у посудинах, куди вносились тільки ГК з концентраціями 2,5, 5,0 і 10,0 мг/дм³, та в посудинах, де концентрація іонів Cu^{2+} складала 50, 100, 250 і 500 мкг/дм³ як в присутності ГК, так і без них.

Одержані дані про вплив ГК, внесених у природну воду, на молодь дафній свідчать про те, що при всіх досліджуваних концентраціях ГК смертність рачків за перші 96 год. експерименту не спостерігалась. Найкраще почували себе піддослідні організми у воді, де концентрація ГК становила 10,0 мг/дм³. Однак, на 7-у добу експерименту рачки починали гинути, причому прямо пропорційно концентрації ГК. При 10,0 мг ГК/дм³ смертність дафній сягала 60%, тоді як в контрольному досліді вона була в 3 рази, а в контрольному з добавкою корму — майже в 10 разів нижчою. Це свідчить про те, що високі концентрації ГК можуть пригнічувати життєздатність гідробіонтів.

В природній воді, в яку не вносили ГК, смертність дафній була вища в тих посудинах, де й концентрація Cu (II) була більша. При концентрації Cu (II) 500 мкг/дм³ 100%-на смертність рачків спостерігалась вже через 48 год. А в посудинах, куди вносили ГК у концентрації 2,5, 5,0 та 10,0 мг/дм³ Протягом першої доби експерименту смертність тест-об'єктів суттєво відрізнялась і складала відповідно 53,6, 20,0 і 16,6%. Ці дані підтверджують тезу про те, що у зв'язуванні іонів Cu^{2+} у комплекси активно приймають участь не тільки РОР природної води, але й внесені ГК.

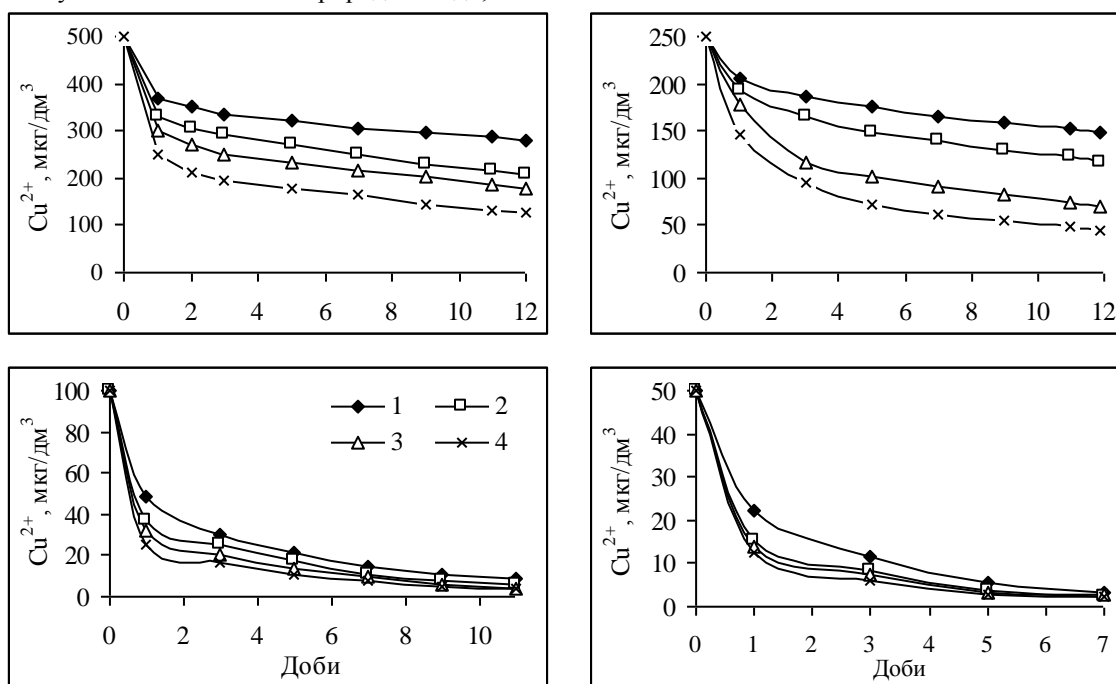


Рис. Кінетика зв'язування іонів Cu^{2+} у комплекси з РОР природної води (верхня ділянка Канівського водоймища, липень 1999 р.) та різними добавками ГК у досліді з біотестування: 1 — природна вода; 2, 3, 4 — природна вода + ГК (відповідно 2,5, 5,0 та 10,0 мг /дм³).

У природній воді концентрація вільних іонів Cu^{2+} протягом першої доби знизилась з 500 до 370 мкг/дм³. Зменшення вмісту цієї токсичної форми міді в посудинах з внесеними ГК було більш відчутним (рис.). Аналіз кінетичних кривих показує, що при концентрації іонів Cu^{2+} 50 і 100 мкг/дм³ майже повна їх детоксикація спостерігалась на 8-у добу експерименту. При цьому зв'язування іонів

металу в комплекси відбувалося переважно за рахунок органічних лігандів самої природної води. Участь внесених ГК у процесі комплексоутворення була мінімальною. При більш високих концентраціях Cu (II) зниження токсичності водного середовища відбувалося повільніше. Так, коли концентрація Cu (II) становила 250 мкг/дм^3 , повна детоксикація сягала тільки на 14-у добу експерименту і тільки при максимальному вмісту ГК ($10,0 \text{ мг/дм}^3$). В досліджах, де концентрація Cu (II) складала 500 мкг/дм^3 , повного зв'язування іонів Cu^{2+} в комплекси не відбувалось. Більш за все, це пов'язано з тим, що комплексоутворююча здатність РОР досліджуваної природної води та внесених ГК виявилась недостатньою. Практично повністю дафнії загинули на 15-у добу експерименту. З цього випливає, що для повної детоксикації іонів Cu^{2+} з досить високою концентрацією необхідний підвищений вміст РОР природних вод, бо, як було зазначено вище, збільшення вмісту тільки ГК призводить до пригнічення життєздатності водних організмів.

Важливою характеристикою для оцінки можливої детоксикації металів є молекулярна маса сполук, які вони утворюють. Комплекси з ГР достатньо міцні, дисоціюють дуже повільно або ж зовсім інертні [3]. Токсичність металів у складі таких комплексів або зовсім низька, або практично не проявляється. Утворення високомолекулярних комплексних сполук з ГР, які внаслідок своїх розмірів не здатні проникати через клітинні мембрани, також сприяє детоксикації металів. При дослідженні хімічної природи комплексів у вихідній природній воді, було встановлено, що вся знайдена мідь (II) знаходилась у винятково зв'язаному стані. Більше половини її (52%) було у складі фульватних комплексів, вміст гуматних не перевищував 8%. Частка катіонних (з білковоподібними речовинами) та нейтральних (з вуглеводами) комплексів відповідно становила 11 і 29%. Зі збільшенням у воді концентрації іонів Cu^{2+} суттєво зростає роль внесених ГК комплексоутворенні. У воді, де концентрація Cu (II) складала 100 мкг/дм^3 , а ГК $10,0 \text{ мг/дм}^3$, частка гуматних комплексів зросла до 22%, а збільшення концентрації Cu (II) до 250 мкг/дм^3 при незмінному вмісту ГК, спричинило зростання частки гуматних комплексів до 37%.

Як свідчать результати експерименту, розподіл міді серед комплексів з фракціями ГК, що мають різну молекулярну масу, також залежить від концентрації міді. У посудині з концентрацією Cu (II) 100 мкг/дм^3 і ГК $10,0 \text{ мг/дм}^3$ переважна частина комплексів міді (54,6%) була знайдена у складі низькомолекулярних сполук (<1 тис. Да), але близько 30% міді зв'язалося з високомолекулярною фракцією ГК (>30 тис. Да). Зі збільшенням концентрації міді до 250 мкг/дм^3 відносна її частка в складі низькомолекулярної фракції ГК знизилась до 25%, а роль високомолекулярних фракцій ГК в комплексоутворенні значно зросла (майже 40% зв'язаної міді було у складі комплексних сполук з молекулярною масою >30 тис. Да).

ЛІТЕРАТУРА

1. Линник П. Н., Щербань Э. П. Оценка токсичности форм меди в природных водах методом биотестирования в сочетании с хемилуминесцентным определением концентрации свободных ионов Cu^{2+} // Экологическая химия. — 1999. — Т. 8, № 3. — С. 168-176.
2. Перминова И. В. Анализ, классификация и прогноз свойств гумусовых кислот: Автореф. дис.... докт. хим. наук. — М., 2000. — 50 с.
3. Humic substances in soil, sediment and water / G. R. Aiken, D. M. McKnight, R. L. Wershaw and P. MacCarthy (Eds.). — New York: John Wiley and Sons, Inc., 1985. — 692 p.

УДК [556. 531. 4: 627. 8] (28)

П. М. Линник, Т.О. Васильчук, І.Б. Зубенко

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

ОСОБЛИВОСТІ МІГРАЦІЇ РЕЧОВИН З ДОННИХ ВІДКЛАДІВ ВОДОЙМ У ВОДНЕ СЕРЕДОВИЩЕ ЗАЛЕЖНО ВІД ЇХ ФОРМ ЗНАХОДЖЕННЯ В ПОРОВИХ РОЗЧИНАХ

Накопичення забруднюючих речовин у донних відкладах водойм часто розглядається як позитивний фактор, що сприяє поліпшенню якості води. Проте саме донні відклади за певних умов можуть бути важливим джерелом вторинного забруднення водного середовища [1, 4]. Інтенсивність забруднення залежить від того, наскільки порушена рівновага в системі донні відклади — вода і як змінюються найважливіші фізико-хімічні показники, що впливають на міграційну здатність адсорбованих речовин. У більшості випадків дефіцит розчиненого у воді кисню та зниження рН і окисно-відновного потенціалу на

межі контакту донних відкладів і води — це ті найважливіші чинники, що сприяють зростанню переходу речовин у водне середовище. У випадку адсорбованих металів їх міграційна здатність значною мірою визначається ще й наявністю у воді органічних речовин як природного, так і антропогенного походження, а також мінералізацією води [3].

У водоймах Дніпра вторинне забруднення водного середовища найчастіше спостерігається взимку за наявності тривалого льодоставу і обумовлене зниженням концентрації розчиненого кисню аж до повного його дефіциту не тільки в придонних шарах води, але й по всій водній товщі. Погіршення якості води за рахунок міграції речовин з донних відкладів неодноразово мало місце і влітку, особливо в періоди значного зниження рівня води у водосховищах [4].

Мулові (порові) розчини є важливою ланкою в процесі обміну речовинами між донними відкладами та водною масою, бо саме в них відбувається накопичення їх розчинених форм, які здатні переходити у водне середовище внаслідок турбулентної (скаламучення донних відкладів) або молекулярної дифузії. Тому основна увага наших модельних досліджень була спрямована на вивчення кінетики обмінних процесів, що відбуваються в аеробних та анаеробних умовах, а також співвідношення різних за хімічною природою та молекулярною масою форм речовин у порових розчинах з метою оцінки їх міграційної здатності. Це дало можливість одержати дані про вміст та компонентний склад органічних речовин, їх вплив на стан металів, а також співставити форми знаходження останніх у порових розчинах і у водній фазі після її контакту з мулом, що дозволяє значною мірою зрозуміти механізм обмінного процесу.

В модельних експериментах обмін органічними речовинами і сполуками металів між донними відкладами і контактуючою водою відбувається переважно за рахунок молекулярної дифузії, швидкість якої залежить, з одного боку, від градієнта концентрації речовин, що знаходяться у досліджуваній воді та у поровому розчині, а з другого (і це чи не найважливіше) — від коефіцієнта дифузії. Величина останнього, в свою чергу, зумовлюється молекулярною масою дифундуючих речовин. Чим вона вища, тим менші значення коефіцієнта дифузії [2, 5]. Так, швидкість молекулярної дифузії простих (гідратованих) іонів металів (Fe, Mn, Cu, Zn) майже на два порядки величин більша, ніж їх комплексних сполук з гуміновими та фульвокислотами, молекулярна маса яких становить 2–5 тис. Да. Величини коефіцієнта дифузії простих іонів металів і зазначених комплексів становлять відповідно $n \cdot 10^{-5}$ та $n \cdot 10^{-7}$ см²/с.

Кількісні характеристики міграції органічних речовин (за даними ХСК) та сполук металів із донних відкладів у водне середовище в аеробних і анаеробних умовах (рис. 1) свідчать про більш інтенсивний їх обмін за наявності в системі повного дефіциту розчиненого кисню та суттєвого зниження рН води. Так, концентрація фульвокислот у водній фазі зросла майже в 2 рази порівняно з їх вмістом у досліджуваній воді. Збільшення концентрації характерне і для інших груп органічних речовин, зокрема для гумінових кислот, білковоподібних речовин, вуглеводів (~ в 1,4–1,8 раза). В аеробних умовах зростання вмісту зазначених органічних речовин (ОР) було менш істотним. Характерно, що в анаеробних умовах водна фаза збагачувалась ОР переважно невисокої молекулярної маси, що добре узгоджується з теоретичними уявленнями про швидкість молекулярної дифузії високо- та низькомолекулярних речовин. Вміст металів у водній фазі після її контакту з мулом також суттєво відрізнявся залежно від умов проведення експерименту (див. рис. 1). Найбільше зростання концентрації характерне для Mn (II) — майже на два порядки величин порівняно з його вмістом у досліджуваній воді. Причина такої інтенсивної міграції марганцю до водної фази зумовлена знаходженням його у поровому розчині головним чином у вигляді простих іонів Mn^{2+} (85–95%), що характеризуються найбільшою здатністю до обміну. Зниження рН в системі в свою чергу сприяє інтенсифікації переходу іонів Mn^{2+} до водної фази.

Надходження інших металів із донних відкладів було менш відчутним, ніж марганцю. Їх концентрація збільшилась тільки в 3–5 разів у порівнянні з початковою. Це стосується навіть заліза, вміст якого і в донних відкладах, і в поровому розчині завжди більший. Але суть не тільки в концентрації, а й у тому, які форми металів є домінуючими. Результати наших досліджень показали, що залізо в порових розчинах знаходиться виключно у складі комплексних сполук з ОР різної молекулярної маси. Домінування органічних комплексів (85–98%) характерне і для таких металів, як Cu, Zn, Pb, Cr (рис. 2). Тому їх міграція з донних відкладів цілком залежить від здатності до обміну ОР, з якими вони зв'язані.

Як видно з наведених даних, більша частина металів зосереджена у складі комплексних сполук з відносно невисокою молекулярною масою (≤ 5 тис. Да). Їх міграційна здатність виявилась найбільшою, оскільки концентрація саме цих комплексів у водній фазі зросла майже в 4–5 разів порівняно з їх вмістом у досліджуваній воді на початку експерименту. Водночас концентрація сполук з молекулярною масою >20 –50 тис. і > 60 –70 тис. Да збільшилась тільки в 2 рази.

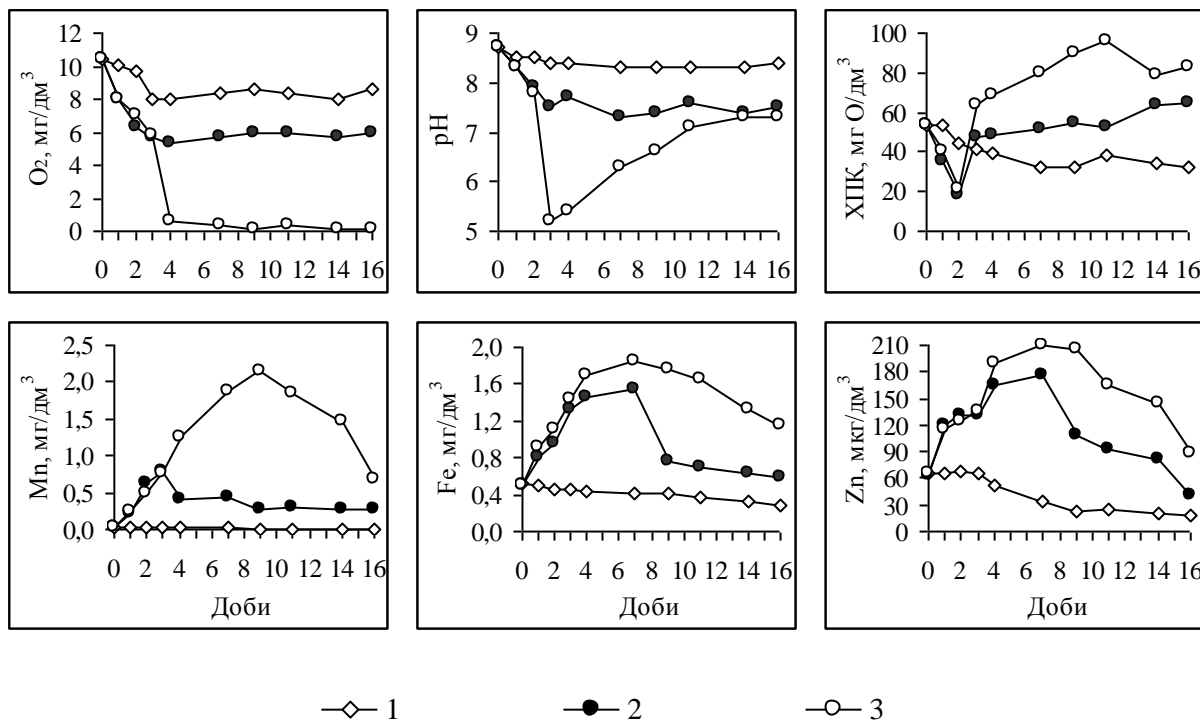


Рис. 1. Зміна концентрації органічних речовин (за даними ХСК) і металів у досліджуваній воді (Канівське водосховище, верхня частина) та у водній фазі модельної системи залежно від вмісту розчиненого кисню й рН та тривалості контакту з мулом: 1 — контроль (досліджувана вода без мулу), 2 — аеробні, 3 — анаеробні умови.

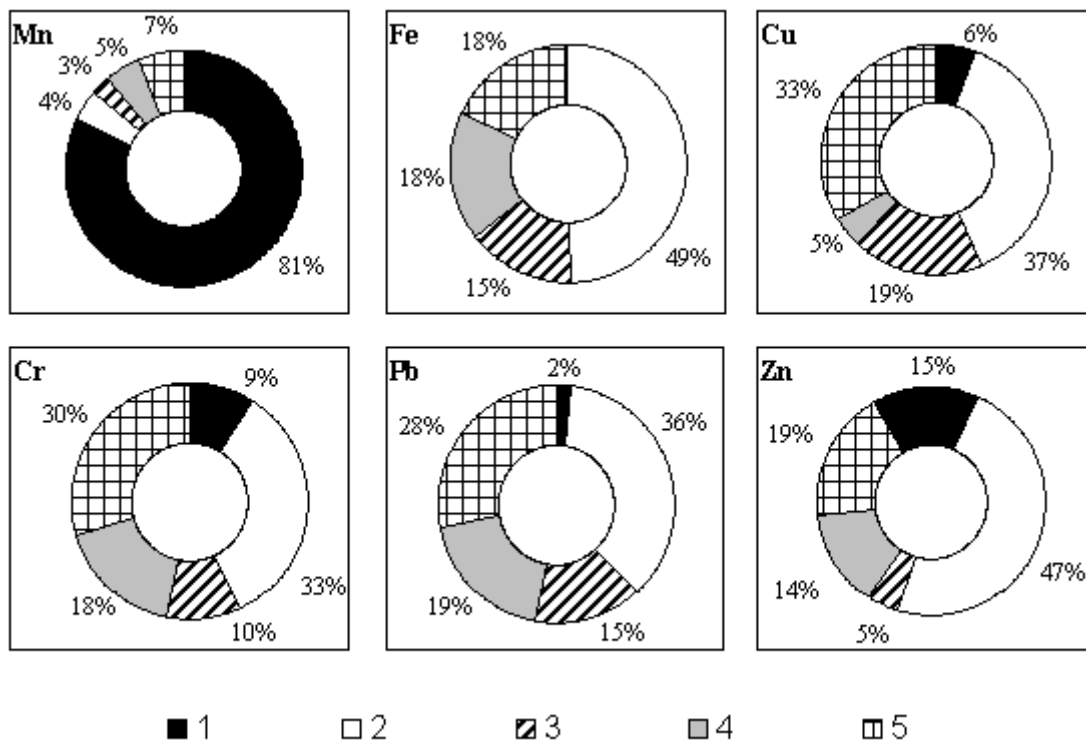


Рис. 2. Співіснуючі форми металів у поровому розчині донних відкладів Київського водосховища (нижня ділянка): 1 — прості (гідратовані) іони, 2, 3, 4, 5 — комплексні сполуки з ОР (2 — 0,5–5 тис. Да, 3 — >5–20 тис., 4 — >20–50 тис., 5 — >60–70 тис. Да).

ЛІТЕРАТУРА

1. Денисова А. И., Нахшина Е. П., Новиков Б. И., Рябов А. К. Донные отложения водохранилищ и их влияние на качество воды. — Киев: Наук. думка, 1987. — 164 с.
2. Линник П. Н., Васильчук Т. А., Зубенко И. Б. Роль донных отложений во вторичном загрязнении водной среды водохранилищ органическими веществами и тяжелыми металлами // Химия и технология воды. — 1999. — Т. 21, № 1. — С. 30-46.
3. Линник П. Н., Васильчук Т. А., Набиванец Ю. Б. Обмен органическими веществами и соединениями металлов в системе "донные отложения — вода" в условиях модельного эксперимента // Экол. химия. — 1997. — Т. 6, № 4. — С. 217-225.
4. Линник П. Н., Журавлева Л. А., Самойленко В. Н., Набиванец Ю. Б. Влияние режима эксплуатации на качество воды днепровских водохранилищ и устьевой области Днепра // Гидробиол. журн. — 1993. — Т. 29, № 1. — С. 86-98.
5. Романова Г. И. Миграция и накопление железа, марганца, меди и цинка в донных отложениях Иваньковского водохранилища: Автореф. дис.... канд. хим. наук. — Ростов-на-Дону, 1987. — 23 с.

УДК 577.115.4. + 591.18:597.551.2

Г.Б. Маньора, С.В. Бродіч, В.В. Грубінко

Тернопільський державний педагогічний університет ім. Володимира Гнатюка, м. Тернопіль

ОСОБЛИВОСТІ ОКИСЛЕННЯ ¹⁴C-АЦЕТАТУ ТА ДИНАМІКА ЛІПІДНОГО СКЛАДУ У ГОЛОВНОМУ МОЗКУ РИБ ПРИ ДІЇ СОЛЕЙ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ

В умовах інтенсивного забруднення гідроекосистем різного роду хімічними агентами вивчення дії факторів антропогенного походження на водні організми є важливим в загальному комплексі завдань з охорони водойм.

Одними із найбільш небезпечних забруднювачів водойм є солі важких металів. Відомо, що метаболічна і фізіологічна відповідь на їх дію спрямована на підтримання гомеостазу функцій (енантиостазу) в межах фізіологічно припустимих модифікацій складу і структури клітин [1]. Забезпечення оптимального регуляторного статусу нервової системи здійснюється шляхом формування гемато-енцефалічного бар'єру [2]. Бар'єрні функції забезпечуються передовсім досить високим вмістом ліпідів, які складають 70 — 85% сухої маси нервової тканини [3], оскільки проникність бар'єру значною мірою залежить від розчинності в ліпідах тих чи інших речовин.

Метою наших досліджень було вивчення впливу солей важких металів Pb, Cu, Zn, Mn в концентрації 0,2 і 0,5 мг/л (що відповідає 2 і 5 ГДК) на включення ¹⁴C-ацетату до різних класів ліпідів у СО₂ в мозку коропа.

Матеріали і методи дослідження

Досліди проводили на однорічних коропах (*Cirginus carpio* L.), як одного з класичних модельних об'єктів моніторингового дослідження дії стрес-факторів на екзотермних тварин. Вивчали динаміку ліпідного складу тканин мозку риб та включенням ¹⁴C-ацетату за дії важких металів. Експерименти здійснювали в акваріумах об'ємом 100 л, заповнених відстояною водопровідною водою і обладнаних пристроями для терморегуляції та підтримки і контролю заданого температурного та гідрохімічного режимів. Останній характеризувався наступними показниками: вміст О₂ — 7,5±0,5 мг/л; СО₂ — 2,5±0,3 мг/л; рН — 7,8±0,1. В кожному акваріум розміщували по 6 дослідних особин риб. Період аклімації до дії важких металів становив 14 діб, який прийнято вважати достатнім для формування адаптивної відповіді на дію фактору [4].

Експериментальні дослідження здійснювали в гомогенатах цілісного мозку, тканини якого після вилучення із черепа гомогенізували у фосфатному буфері Кребс-Рінгера (рН 7,4), співвідношення буферу до тканини — 10:1, поміщали в інкубаційні посудини, додавали 37кБк ¹⁴C-ацетату і інкубували протягом 60 хв. в апараті Варбурга. Після закінчення інкубації ферментативні процеси в інкубаційному середовищі припиняли додаванням до гомогенату 2мл 10% трихлороцтової кислоти і екстрагували сумішню хлороформу з метанолом 2:1 за методом Фолча [5]. Ліпідний екстракт з гомогенату тканин після багаторазового промивання 1% NaCl концентрували для проведення хроматографічного аналізу.

Тонкошарову хроматографію проводили в системі — гексан: ефір: льодова оцтова кислота в співвідношенні компонентів — 70: 30: 1. Після хроматографії окремі пластинки ліпідів вилучали і переносили в сцинтиляційні флакони. Радіоактивність одержаних проб визначали на сцинтиляційному лічильнику фірми ЛКВ (Швеція) в толуоловому сцинтиляторі.

Радіоактивний СО₂ вловлювали смужками фільтрувального паперу, змоченому в 20%-ному розчині NaOH. Після висушування смужок радіоактивність вимірювали на вказаному лічильнику.

Результати і обговорення

Наведені у таблиці 1 дані свідчать про те, що після інкубації досліджуваної нервової тканини з [1-¹⁴C] ацетатом у CO₂ виявлено 104,3±5,3 тис.імп./хв/100мг сухої тканини радіоактивної мітки. Найбільша продукція CO₂ при 2 ГДК під час інкубації гомогенатів головного мозку виявлена при інтоксикації іонами Zn і Mn, що пояснюється високою здатністю цих металів активізувати процеси окислення, в яких вони виступають як кофактори ферментів. Солі Pb і Cu, навпаки, інгібують катаболізм, про що свідчить зменшення абсолютних значень радіоактивності ¹⁴CO₂. Слід зазначити, що при 2 ГДК протікання окислювальних процесів в організмі риб здійснюється на рівні фізіологічної норми.

Таблиця 1

Абсолютні значення радіоактивності ¹⁴CO₂, тис.імп./хв/100 мг сухої тканини, (M±m, n = 5)

Контроль	Pb	Cu	Zn	Mn
2 ГДК				
104,3±8,7	90,2±6,3	90,5±7,6	102,7±11,3	116,8±10,9
5 ГДК				
29,4±5,3	40,9±2,1	25,2±4,7	27,0±4,2	38,7±3,2

Значні відмінності спостерігаються при рівні металів 5 ГДК. Виявлено зменшення радіоактивності ¹⁴CO₂ при дії йонів Zn і Cu, що пояснюється пригніченням окиснювальних процесів іонами цих металів і збільшення радіоактивності ¹⁴CO₂ при дії йонів Mn і Pb. Цей факт може свідчити про метаболічний стрес і деструктивні зміни в нервовій ткаВ даний час при концентрації важких металів 5 ГДК.

Відомо, що основним джерелом енергії в організмі екзотермних тварин є ліпіди, які не тільки окислюються до CO₂, а беруть участь в утворенні ацетил-КоА, виконують метаболічну функцію (глюкогенез) тощо [6]. Збільшення вмісту загальних ліпідів при 2 і 5 ГДК в 2 рази порівняно з контролем (табл. 2) при дії йонів Mn і відповідно збільшення радіоактивності ¹⁴CO₂ при дії цього металу (табл. 1) свідчить про те, що Mn активує ліполіз. За рівня металів 5 ГДК при дії Cu значних відхилень показника від контролю не виявлено.

Із одержаних результатів видно, що солі важких металів по-різному впливають на кількісне співвідношення ліпідних фракцій. Якщо розглянути окремо фракції ліпідів, то спостерігається чітка тенденція до зменшення синтезу фосфоліпідів за рівня солей важких металів 2 і 5 ГДК. Оскільки фосфоліпіди є невід'ємними складовими плазматичної мембрани, то їх зменшення приводить до ущільнення мембрани, що є своєрідним захистом від проникнення йонів важких металів [2].

Таблиця 2

Радіоактивність ліпідів після введення до інкубаційного середовища гомогенатів головного мозку коропа [1-¹⁴C] — ацетату при 5 ГДК (M±m, n = 5)

Досліджувані речовини	Контроль	Pb	Cu	Zn	Mn
2 ГДК					
Загальні ліпіди	3,71±0,08	1,8 ±0,04	1,96 ±0,06	1,95 ±0,027	0,65 ±0,05
Фракції ліпідів у %:					
Фосфоліпіди	48,5	7,7	34,2	33,3	20,7
Ацилгліцероли	24,7	28,8	27,5	11,7	21
Холестерол	13,7	22,7	18,3	9,2	20
Ефіри холестеролу	7,8	14,4	6,6	13,3	19
Неетерифіковані жирні кислоти	5,12	26,1	13,2	32,3	20,3
5 ГДК					
Загальні ліпіди	3,71 ±0,08	2,51±0,035	3,17 ±0,09	2,51±0,08	0,63 ±0,072
Фракції ліпідів у %:					
Фосфоліпіди	48,5	27,8	27,7	25,8	14,2
Ацилгліцерол	24,7	39,4	12,3	6,3	19
Холестерол	13,7	9,56	15,7	34,2	21,2
Ефіри холестеролу	7,8	12,3	8,5	15,1	24,2
Неетерифіковані жирні кислоти	5,12	10,7	27,1	18,7	24,2

Примітка: а) радіоактивність загальних ліпідів виражена в тисячах β- розпадів на 100 мг тканини за хвилину;
б) радіоактивність загальних ліпідів виражена у % до їх сумарної радіоактивності.

Аналогічна тенденція прослідковується за рівня металів 2 ГДК і для ацилгліцеролів, що пояснюється участю цих ліпідів в стабілізації мембран, а при 5 ГДК — їх участю в утворенні CO₂ (катаболізм), про що свідчить зменшення їх радіоактивності.

Зростання кількості ліпідів, які виконують ацилюючу функцію (холестерол) пояснюється його участю у нейрофізіологічній активації при дії стрес-факторів, якими виступають йони важких металів [7]. Захисну мембранотропну функцію на дію факторів виконують і ефіри холестеролу, про що свідчить зменшення їх кількості відносно контролю при інтоксикації. Зростання ж радіоактивності

неетерифікованих жирних кислот в 3-5 разів пояснюється збільшенням лізису ліпідів, що співвідноситься із виділенням значної кількості CO₂ (особливо чітко прослідковується ця тенденція при дії іонів Mn і Pb). Отже, збільшенням кількості вільних жирних кислот пояснюється посиленням катаболічних процесів. Крім цього, неетерифіковані ліпіди виконують адаптивну функцію, яка полягає у перебудові структури мембран: зменшення кількості фосфоліпідів компенсується зростанням кількості неетерифікованих жирних кислот.

Висновки

Утримання коропа протягом 14 діб у воді з підвищеним вмістом іонів важких металів приводить до зміни ліпідного складу мозкової тканини, що забезпечує виконання ними бар'єрної функції та метаболічної адаптації до дії стрес-фактору. Окремі концентрації металів у водному середовищі посилюють використання ліпідів в енергетичних процесах аж до повного їх окислення до CO₂.

ЛІТЕРАТУРА

1. Физиология адаптивных функций /Ред. О.Г. Газенко. — М.: Наука, 1985. — 636 с.
2. Меерсон Ф. З. Адаптация, стресс, профилактика. — М.: Наука, 1981. — 277 с.
3. Norton W.T. Formation, structure and biochemistry of myelin / Basic Neurochemistry/ Siegel G. J., Albers R. W., Agronoff B. W., Katzman R (eds) 3rd edition. — Boston, 1981 — p. 63 — 92.
4. Хлебович В. В. Акклимация животных организмов. — Л.: Наука, 1981. — 135 с.
5. Folch J., Fscoli J., Lees H. et al. Preparation of lipide extracts from brain tissue // J. Biol. Chem. — 1957. — 191, 2. — P. 883 — 889.
6. Хухо Ф. Нейрохимия. Основы и принципы. — М.: Мир, 1990. — 383 с.
7. Нейрохимия: Учебное пособие /Прохорова М. И., Ещенко Н. Д., Туманова С. Ю., Осадчая Л. М., Флеров М. А. — Л.: Изд-во ЛГУ, 1979. — 271 с.

УДК 574. 5:581. 526. 32

В.И. Мединец¹, Ю.М. Деньга², В.А. Воробьев², Л.Н. Хапченко², В.Г. Соловьев²

¹Одесский национальный университет им. И. И. Мечникова, г. Одесса

²Украинский научный центр экологии моря Минэкологии Украины, г. Одесса

ИССЛЕДОВАНИЯ ТОКСИЧЕСКИХ ВЕЩЕСТВ В ЭКОСИСТЕМАХ ПРИДУНАЙСКИХ ОЗЕР В 2000 г.

Исследовали загрязнение токсическими веществами воды, донных отложений и рыбы в Придунайских озерах, которое было проведено в рамках комплексных гидроэкологических исследований весной 2000 г в озерах Ялпуг, Кугурлуй и Кагул и летом 2000 г. в озерах Катлабуг, Китай и Картал. Названные исследования проводились при финансовой поддержке проекта ЕС-Тасис “Придунайские озера: устойчивое сохранение и восстановление естественного состояния и экосистем”.

Установлено, что весной 2000 г максимальные концентрации практически всех исследованных металлов, таких как кадмий, свинец, цинк, медь, хром, никель, кобальт, мышьяк и ртуть, отмечались в водах озер Кагул и Кугурлуй, минимальные в о. Ялпуг. Превышение предельно-допустимых концентраций в воде было зафиксировано в озерах Кугурлуй, Ялпуг и Кагул — для хрома; в озерах Кугурлуй и Кагул — для цинка и в озере Кагул — для меди. Из 32 исследованных стойких органических загрязнителей весной 2000 г было зарегистрировано 23. Максимальные концентрации 8 из них отмечены в о. Ялпуг, 5 — в о. Кугурлуй, 14 — в о. Кагул. Весной 2000 г наиболее загрязненными токсическими металлами и стойкими органическими веществами были воды озера Кагул. Практически для всех озер регистрировалось превышение предельно-допустимых концентраций по всем стойким органическим загрязнителям, для которых в соответствии с национальными стандартами нормой является отсутствие в пресных водах вышеназванных веществ. Содержание нефтяных углеводородов в водах всех озер было на уровне 40-100% от предельно-допустимой концентрации.

Результаты исследования загрязнения донных отложений показали, что максимальные значения концентраций токсичных металлов отмечались в двух озерах: Кугурлуй и Ялпуг. Напротив, концентрации металлов в донных отложениях озера Кагул оказались минимальными. При этом в донных отложениях озера Ялпуг отмечены максимумы концентраций хрома, никеля, кобальта и алюминия, а в озере Кугурлуй — максимальные концентрации кадмия, свинца, цинка, меди и мышьяка. Из 32 исследованных стойких органических загрязнителей максимальные концентрации 1 из них отмечены в о. Ялпуг, 11 — в о. Кугурлуй, 9 — в о. Кагул. Концентрации 11 исследованных стойких органических загрязнителей в

донных отложениях всех трех озер находились ниже предела обнаружения. Сделан вывод, что наиболее загрязнены стойкими органическими веществами донные осадки о. Кугурлуй.

В связи с отсутствием законодательно определенных норм по содержанию токсичных веществ в донных отложениях, проведен анализ и сравнение с европейскими стандартами. Обсуждаются результаты этого анализа. Концентрации токсичных металлов и стойких органических веществ в тканях и внутренних органах рыб, отловленных в озерах Ялпуг, Кугурлуй и Кагул, были определены в 12 пробах. Максимальные значения концентраций металлов в тканях и внутренних органах рыб отмечались для кадмия — в озере Ялпуг, для свинца, цинка и меди в Кугурлуе. Проведено сравнение полученных результатов с национальными нормативами и обсуждаются вероятные причины высокого содержания токсичных веществ в образцах и тканях рыб. Зарегистрировано наличие гептахлора и альдрина, содержание которого в соответствии с действующим законодательством в рыбе не допускается, а также высокие концентрации ГХЦГ и ДДТ и его метаболитов. В пробах зарегистрировано присутствие еще 23 стойких органических веществ, содержание которых не нормируется украинским законодательством, хотя их токсическое действие известно.

Концентрации практически всех исследованных металлов летом 2000 г в воде озер Картал, Китай и Катлабух были ниже предельно-допустимых значений. Максимальные концентрации большинства металлов отмечались в озерах Картал, минимальные в озере Китай. Превышение предельно-допустимых концентраций было зафиксировано в названных озерах только для хрома. Максимальные значения концентраций металлов в донных осадках отмечались в озере Картал. По всем исследованным металлам донные отложения о. Китай оказались наиболее чистыми. При этом в озере Картал регистрировались максимумы концентраций цинка, меди, хрома, никеля, мышьяка и ртути. Сравнение уровней наблюдаемого загрязнения в донных отложениях Придунайских озер с европейскими стандартами, показало, что превышение предельно-допустимых концентраций исследуемых металлов, установленных европейским законодательством, зарегистрировано для цинка (Катлабух и Картал), для меди, никеля и ртути (Катлабух, Китай и Картал). Для остальных металлов (кадмий, свинец, хром, кобальт, мышьяк) их концентрации находились в пределах 0,3-0,9 от предельно-допустимых.

Практически для всех озер регистрировалось наличие стойких органических загрязнителей, для которых в соответствии с украинскими стандартами нормой является их отсутствие в водах рыбохозяйственных водоемов. Из 32 исследованных стойких органических загрязнителей зарегистрировано 17. Максимальные концентрации регистрировались в озере Картал, что позволяет нам сделать предварительный вывод о том, что наиболее вероятным источником загрязнения может являться река Дунай. Содержание нефтяных углеводородов в водах всех озер было на уровне 60-80% от предельно-допустимой концентрации. Максимальные концентрации стойких органических веществ регистрировались в донных отложениях озера Картал. Сравнение реальных концентраций стойких органических веществ с предельно-допустимыми концентрациями, установленными странами Европейского Союза, показали, что превышение европейских стандартов наблюдается для DDE, DDD и DDT, Ag-1254, PCB-101 и PCB-118.

Проведенный анализ содержания радионуклидов естественного и искусственного происхождения в донных осадках, показал аномально высокое содержание цезия-137 в донных осадках озера Картал, которое в 10-40 раз превышает содержание этого радионуклида в донных отложениях остальных озер. Содержание естественных радионуклидов радия-226, тория-232 и калия-40 в донных отложениях было практически на одном уровне. В заключение обсуждаются рекомендации по организации токсикологического мониторинга в экосистемах Придунайских озер и выявлению источников токсического загрязнения.

УДК: 556.55

**И.С. Митяй¹, С.Н. Заброта¹, И.И. Власов¹, В.М. Иванова¹, Е.В. Дегтяренко¹,
Н.Т. Бровченко²**

¹Межведомственная лаборатория ихтиологии и общей гидробиологии НИИ Биоразнообразия МГПУ и ИнБЮМ, Мелитополь, г. Севастополь; ²АзЦИГ, г. Бердянск

ОСОБЕННОСТИ ГИДРОЛОГИЧЕСКОГО И ГИДРОХИМИЧЕСКОГО РЕЖИМОВ МОЛОЧНОГО ЛИМАНА

Потребность в количественной оценке региональных закономерностей распространения, режима и формирования растворенных в естественных водах веществ, с учетом влияния на их химический состав

214

техногенных факторов, связана с практической реализацией ключевых задач проблемы рационального использования, охраны и воспроизводства водных ресурсов [3].

В связи с этим, в качестве объекта исследований нами был выбран Молочный лиман. Этот водоем обладает рядом уникальных особенностей, представляющих весомый научный и практический интерес. Специфика лимана состоит в следующем: 1) в силу естественных процессов водоем пять столетий тому назад вступил в стадию закрытого существования; 2) в середине нашего столетия осуществлено искусственное соединение его с Азовским морем; 3) недостаточная связь с морем из-за постоянного заиливания протоки и ряд других факторов, способствует резким колебаниям гидрологического и гидрохимического режимов в короткие промежутки времени.

В основу настоящего сообщения положены материалы, собранные в 1996-2001 гг., данные отчетов кафедры зоологии за предыдущие годы и литературные сведения о состоянии лимана в прошлом. Работы проводились по традиционной сетке станций [2]. Химический анализ воды осуществлялся сотрудниками лаборатории Мелитопольского межрайонного управления экологии и природных ресурсов, которым авторы выражают искреннюю благодарность.

Исторический анализ Молочного лимана показывает, что с момента образования к середине XX ст. для него были характерные два состояния: открытое — залив Азовского моря, и закрытое — замкнутое соленое озеро. С момента искусственного соединения с морем (1943 г) лиман пребывает в полуоткрытом (1943-1970) и полузакрытом (1972-2001) состояниях. Каждый из указанных периодов характеризуется спецификой гидрологического и гидрохимического режимов.

Исходя из этого следует, что крайними состояниями водоема являются: открытое — залив Азовского моря и закрытое — соленое озеро. В первом случае гидрохимические показатели приближаются к морским: соленость 11,3-13. 6 ‰, коэффициент метаморфизации ($MgSO_4/MgCl_2$ в интервале 0,54-0,82, коэффициент серной кислоты ($SO_4 \times 100/Cl$) — 15,6-20,5 и отношением магния к кальцию (Mg/Ca) — 2. 47-3. 7 [1]. Во втором — гидрохимические параметры существенно отличаются. Соленость достигает 64. 7-76. 2 ‰, коэффициент метаморфизации находится на уровне 0. 92-1. 96, коэффициент серной кислоты в пределах 22. 1-34. 1, отношение магния к кальцию 1. 88-2. 4 (табл. 1).

Таблица 1

**Сравнительный состав воды Молочного лимана в 1929 и 1939 годах
(по [1, 2] и наши данные)**

		Среднее содержание г/л		Коэффициент	
		хлориды	Сумма ионов	SO_4^{2-}	Ca^{2+}
Верховье	1929	11,1	22,8	30,5	6,5
	1939	32,2	66,1	33,4	4,2
Средняя часть	1929	10,8	22,1	30,9	6,7
	1939	30,4	62,8	33,0	5,2
Низовье	1929	12,0	24,4	30,6	5,7
	1939	31,7	-	-	-
Верховье	1949 — 1951	9,2	18,2	7,2	3,9
Средняя часть		8,7	17,7	16,9	3,5
Низовье		7,5	15,1	16,1	3,1
Верховье	1997-2001	9. 6	20. 5	21. 4	2. 1
Средняя часть		11. 6	24. 2	18. 3	2. 0
Низовье		12. 5	25. 8	16. 4	1. 9

В сентябре 1943 г. произошло искусственное соединение лимана с морем во время военных действий. Вследствие этого лиман перешел в состояние полуоткрытого существования. В его воде произошло значительное уменьшение содержания хлоридов, суммы ионов, содержание сульфатов и кальция-ионов, обусловленных поверхностным и речным стоками (табл. 1).

С 1961 года началось замыкание каналов песком и образование песчаных пережатков перед входом из моря в лиман. Лиман постепенно переходит к состоянию полузакрытого существования. Окончательно это произошло в начале 70-х гг., когда искусственно была закрыта старая промоина, а западнее от нее построена новая с гидротехническим сооружением для отлова кефалей. Кратковременная изоляция лимана в 1972 г., вызванная проводимыми работами, привела к резкому падению уровня воды и способствовала увеличению солености до величин 17. 9-22. 6 ‰, коэффициентов метаморфизации и серной кислоты соответственно до величин 1. 16-2. 0 и 19. 9-29. 7. Однако отношение магния к кальцию не претерпело изменения в связи с наблюдавшимся в это время всплеском биологической продуктивности, переведшим растворенный в воде кальций в органический.

Открытие искусственного гирла уже в 80-90гг. привело к установлению гидрохимического режима в следующих пределах: соленость 14,7-18,4 ‰, коэффициент серной кислоты 7,89-8,68 и отношением магния к кальцию 4,1-4,38.

В последние годы постепенное сужение пролива привело к тому, что в 1996 г. его ширина составила в отдельных местах 2-3 м, а глубина 10-12 см. Резко повысилась соленость и уже в сентябре составила 25,9-27,2 ‰ против весенних 21,2-24,9 ‰, а в январе эти показатели достигли значений 35,3-36,9, а в отдельных заливах до 39,9 ‰.

В мае 1997 года гидрохимический режим Молочного лимана приближается к состоянию 1929 года (табл. 1). Существенным моментом полужакрытого существования является резкое колебание гидрохимических показателей. Недостаточный водообмен с Азовским морем сводит к минимуму его буферную роль и способствует увеличению действия факторов, ранее имевших второстепенное значение (осадки, поверхностное испарение, нагонные и сгонные ветры). В связи с этим изменение солевого состава воды лимана происходит очень резко и в короткие промежутки времени. Так, указанное повышение солености в конце 1996 г. уже в марте 1997 года за счет обильных осадков и нагонных ветров снизилось до значений в пределах 23 ‰, а весной 1998 г. составило 11,5-17,9 ‰. Высокая температура, отсутствие осадков и недостаточное функционирование протоки в 1999 г. привело к колебаниям солености от 13,3-17,3 ‰, в мае до 18,3-23,2 ‰ в июле, а в настоящее время в связи с полной изоляцией лимана эти показатели, достигли уже 20-21 ‰, с неизбежным последующим нарастанием.

Таким образом, в настоящее время в Молочном лимане намечается тенденция к превращению его в соленое озеро. О последствиях этого процесса нет необходимости строить какие-либо предположения, так как все это уже имело место в истории водоема.

Все же следует акцентировать внимание на то, что если не будут приняты меры общегосударственного масштаба по восстановлению связи с Азовским морем, лиман будет потерян как гидрологический заказник международного значения, нерестилище и нагульная акватория ценных промысловых рыб (в частности пиленгаса) и место для оздоровления населения. Гидротехнические мероприятия по спасению лимана, проводимые в настоящее время силами АРК "Сыны моря", несоизмеримы с силами природы, направленными на его изоляцию.

ЛИТЕРАТУРА

1. Алексеев Н. А., Турбина Л. Н., Солевой режим Молочного лимана и возможные пути его изменения // Изв. Мелитопольского отдела геогр. общества УССР и Запорожского областного отделения общества охраны природы УССР. Днепропетровск: Промінь. — 1965. — С. 119-125.
2. Бурксер Е. С., Позднякова Т. Д. Гідрохімічні дослідження Молочного лиману / Сб. работ комплексной экспедиции АН УССР по исслед. Молочного лимана, Киев — Москва, 1946.
3. Павлов П. Й. Біологічні особливості кефалі Молочного лиману / Праці і-ту Гідробіології. — 1960. — № 35. — С. 175-182.
4. Хільчевський В. К. Водопостачання і водовідведення. — Київ: "Київський університет". — 1999. — С. 65-110.

УДК [574. 64:543. 3 + 502. 311. 14]

І.Ю. Михайленко, В.В. Жиденко

Чернігівський державний педагогічний університет імені Т. Г. Шевченка, м. Чернігів

ВИКОРИСТАННЯ МЕТОДУ БІОТЕСТУВАННЯ ДЛЯ ОЦІНКИ ЯКОСТІ ВОДИ МАЛИХ РІЧОК ЧЕРНІГІВЩИНИ ЗА ДОПОМОГОЮ *Allium cepa* L.

Проблема оптимізації діяльності людини щодо довкілля і раціонального використання природних ресурсів, особливо водних, вимагає від структур усіх рівнів перегляду методів і систем оцінок стану, факторів, тенденцій і умов змін навколишнього середовища [1]. В навколишнє середовище потрапляють газоаерозольні викиди промислових підприємств, вихлопні гази автомобілів, пестициди, важкі метали, нафтопродукти та інші токсичні речовини. Ряд забрудників потрапляє безпосередньо у водойми, що викликає в них серйозні зміни. Значна частина стійких органічних речовин, комплексних сполук та їх метаболітів, а також пестицидів, що застосовуються в сільському господарстві, потрапляють у водойми з ґрунту разом з талими, дощовими і ґрунтовими водами, можуть накопичуватись в них в значних кількостях [2].

Оцінити якість води у різноманітних водоймах можна використовуючи хімічні, бактеріологічні, біологічні та інші методи. Останнім часом все більшого значення набувають методи прямої оцінки токсичності водного середовища, тобто біотестування якості води за допомогою чутливих гідробіонтів та рослин.

Саме за допомогою біотеста на цибулі була дана поверхнева оцінка стану водних ресурсів міста Чернігова. Для дослідю були відібрані цибулини розміром 1,5 см в діаметрі *Allium* сера L. сортів “Сімейна”, “Штудгард” та “Стригунівська”. В якості досліджуваних вод були взяті проби з річок Десна, Стрижень, Білоус та з охолоджуваної системи ТЕЦ. Контролем служила питна вода з артезіанських колодязів, яка використовується у водопровідній системі м. Чернігова. Проби вод відбиралися взимку, восени і навесні. Загальна тривалість дослідю — три доби, протягом яких були зроблені виміри довжини корінців (через кожні 24 години) [3].

Отримані дані свідчать, що незалежно від сезонності та якісного складу води, суттєвих відмінностей у довжині кореневої системи цибулин сорту “Стригунівська” не спостерігається як через 24, так і через 72 години. Отже, цей сорт не бажано використовувати для визначення якості води тому, що він досить стійкий до шкідливих речовин, які містяться у водних системах міста. Проте саме з цієї причини цибулю даного сорту можна рекомендувати для використання у сільському господарстві з метою одержання високих врожаїв, незалежно від ступеня забруднення довкілля.

Корінці цибулі сорту “Штудгард” через 24 години після початку дослідю також майже однакові, незалежно від якісного складу води та сезонності. Достовірність відмінностей при тривалості експозиції 48 годин, спостерігається навесні з водою річок Стрижень, Білоус та охолоджувальної системи ТЕЦ, а восени та взимку тільки з водою р. Білоус та охолоджувальної системи ТЕЦ. Різниця у результатах довжини кореневої системи цибулин сорту “Штудгард” спостерігається незалежно від сезонності, при тривалості експозиції 72 години в усіх досліджуваних водах малих річок по відношенню до контролю. Тому даний сорт в якості біоіндикатора використовувати можливо і в сільському господарстві застосування даної цибулі також можливе, хоча вона і не різниться дуже високою стійкістю до забрудників.

Щодо цибулин сорту “Сімейна”, то даний сорт дуже зручно використовувати для визначення ступеня забрудненості води малих річок міста Чернігова, оскільки він дуже чутливий до змін концентрацій забрудників у середовищі. Достовірність відмінностей по довжині кореневої системи цибулин даного сорту спостерігаємо вже при тривалості експозиції 24 години незалежно від сезонності. Проте саме цей сорт не рекомендується використовувати у сільському господарстві, тому що дуже висока ймовірність низьких врожаїв при вирощуванні у забруднених місцевостях. Крім того, сезонність впливає на інтенсивність росту кореневої системи даних цибулин. Так, максимальна довжина корінців спостерігається навесні, мінімальна — взимку. Це можна пояснити біологічним годинником рослин, впливом фотоперіодизму. Отже, для вимірювання загальної токсичності води малих річок м. Чернігова зручніше використовувати цибулини росту “Сімейна”. Хімічний склад води впливає на інгібування росту корінців даних цибулин, особливо навесні. Так, при тривалості експозиції 24 години достовірність відмінностей по довжині кореневої системи цибулин сорту “Сімейна” спостерігається з водою р. Білоус і з водою охолоджувальної системи ТЕЦ. Це вказує на наявність токсичних речовин, що інгібують мітотичний поділ клітин меристемної тканини в зоні росту кореня. Найбільш токсичною є вода з охолоджувальної системи ТЕЦ, тому що довжина кореневої системи цибулин, що зростали в цій воді у 6 разів менша, ніж в контролі. Негативний вплив даної води можна пояснити присутністю у ній у значних концентраціях слідувачих токсичних речовин: хлориди, сульфати; азот амонійний, нітратний, нітритний; залізо та інші, які зустрічаються у водному середовищі міста, про що свідчать дані еколого-геохімічних досліджень м. Чернігова, проведених центральною лабораторією ДГП “Півнукргеологія” та НВП “Алмаз” на замовлення відділу екології міста.

Щодо води р. Стрижень, то для виявлення токсичних речовин необхідна більш тривала експозиція, ніж 24 години. Так, при тривалості експозиції 48 годин вже спостерігаються достовірні відмінності у довжині кореневої системи, яка у 2,45 рази менша довжини кореневої системи цибулин, що зростали на контрольній воді. Це свідчить про наявність у воді р. Стрижень токсичних речовин, але в значно меншій концентрації, ніж у воді охолоджувальної системи ТЕЦ, оскільки довжина кореневої системи цибулин, що виростили у даній воді у 4,72 рази менша за контроль і у 1,12 рази менша кореневої системи цибулин, що зростали на воді р. Стрижень. Води р. Білоус, судячи з довжини корінців, також містить токсичні речовини, що інгібують їх ріст.

Проте, найбільш відмінні результати отримані при тривалості експозиції 72 години. Так, найбільш токсичною є вода з охолоджувальної системи ТЕЦ, оскільки довжина корінців цибулин у 4,14 рази менша довжини кореневої системи, що зростали на контрольній воді. Вода р. Стрижень та Білоус, також містить токсиканти, що інгібують ріст корінців цибулі, але значно менше, ніж у воді охолоджувальної системи ТЕЦ. Довжина кореневої системи цих цибулин практично однакова. Це може свідчити про наявність у водах р. Стрижень і р. Білоус схожих токсичних речовин, або речовин з однаковим характером дії.

Щодо води р. Десна, то вона, незалежно від тривалості експозиції, практично не інгібує ріст корінців цибулин. Це може бути пов'язане з великою швидкістю течії і властивістю самоочистки, тобто

можна стверджувати, що вода р. Десна відносно чиста і може бути придатна, після спеціальної обробки, до вживання.

Отже, біотестування природних вод, на відміну від традиційних аналітичних методів контролю, або в доповненні до цих методів, дає можливість індикації якості води і характеризує ступінь токсичності водного середовища для гідробіонтів.

ЛІТЕРАТУРА

1. Горлицкий Б. А. Система экологических показателей и индексов как надёжная основа природоохранной политики // Вестник зоологии. — 1996. — № 1-2. — С. 3-9.
2. Пристер Б. С., Дятлов С. Е., Петросян А. Г. Оценка загрязнения водоёмов и водосборных площадей методом биотестирования // Гидробиологические исследования на Украине в XI пятилетке: Тез. докл. V конферен. Филиал Всесоюзного гидробиол. об-ва, 2-4 апреля 1987. — Киев, 1987. — С. 33-34.
3. Fiskesju G. Allium test on copper in drinking water. — 1981. — Vatten 37. — P. 232-240.

УДК 577.352.38:577.64

А.Є. Мудра, О.Б. Столяр

Тернопільський державний педагогічний університет ім. Володимира Гнатюка, м. Тернопіль

ВПЛИВ СУБЛЕТАЛЬНОЇ КОНЦЕНТРАЦІЙ ЙОНІВ МІДІ НА МЕТАБОЛІЧНУ АКТИВНІСТЬ ТА ПРООКСИДАНТНО-АНТИОКСИДАНТНИЙ СТАН ГЕПАТОПАНКРЕАСУ КОРОПА

Іони міді відіграють суттєву роль у функціонуванні клітин гепатопанкреасу риб. Вони входять до складу багатьох ферментів, в першу чергу оксидоредуктаз. Одночасно мідь є другим за токсичністю елементом для гідробіонтів. Показано, що надлишок міді в середовищі викликає зміни активності ферментів антиоксидантного захисту та вмісту продуктів перекисного окиснення ліпідів (ПОЛ) в тканинах риб [2, 3]. Однак місце цих змін у визначенні прооксидантно-антиоксидантної рівноваги в організмі з'ясоване недостатньо.

У зв'язку з цим метою нашої роботи було дослідження впливу сублетальної концентрації міді (II) на метаболічну активність та рівень антиоксидантного захисту у гепатопанкреасі коропа.

Дослідження проводились на коропі лускатому (*Cyprinus carpio* L.) масою 200 — 250 г. Концентрація йонів міді у воді складала 0,2 мг/л. Визначали активність каталази (К.Ф. 1.11.1.6), γ -глутамілтранспептидази (К.Ф. 2.3.2.2), лужної фосфатази (К.Ф. 3.1.3.1), супероксиддисмутази (СОД) (К.Ф. 1.15.1.1) та вміст фосфату неорганічного в гепатопанкреасі. За вмістом МДА характеризували спонтанне, ферментне і неферментне ПОЛ, а також індекс антиоксидантної активності гепатопанкреасу [3].

Дослідження впливу йонів міді на метаболічну функцію гепатопанкреасу показало (табл. 1), що більшість показників в заданому діапазоні доз залишаються в межах норми. Однак відбувається істотне збільшення активності γ -глутамілтранспептидази. Ці результати свідчать про те, що транспорт амінокислот в гепатоцити, обмін глутатіону, який відіграє важливі функції антиоксиданта, джерела цистеїну та γ -глутамільного залишку для багатьох біохімічних процесів в гепатопанкреасі при дії міді істотно зростає [1]. Раніше було показано, що при аналогічних умовах іони міді викликають зменшення рівня відновленого глутатіону в гепатопанкреасі коропа [2], що може бути причиною активізації γ -глутамілтранспептидази.

Таблиця 1

Вплив іонів міді на метаболічну функцію та активність антиоксидантних ферментів гепатопанкреасу коропа, $M \pm m$, $n = 5$

Показник	Контроль	Дослід
Активність γ -глутамілтранспептидази, мкмоль GSH/г білків·хв	35,6 \pm 2,3	61,2 \pm 1,9*
Активність лужної фосфатази, мкмоль фосфату/мг білків·с	7,07 \pm 2,02	7,73 \pm 0,90
Активність СОД, у.о./мг білків	4,88 \pm 0,38	1,44 \pm 0,17*
Активність каталази, мкат/г білків	420,1 \pm 72,0	820,3 \pm 47,2*
Вміст фосфату неорг., мкг/г тканини	14,3 \pm 0,5	13,3 \pm 0,2
Вміст білків, мг/г тканини	94,8 \pm 6,8	107,7 \pm 5,9

Примітка до табл. 1 — 2: * — відмінності порівняно з контролем вірогідні, $p < 0,05$, X — показник не визначався

Активність ферментів антиоксидантного захисту зазнає істотних змін порівняно з контролем, причому активність СОД зменшується, а каталази — зростає. Дослідження вмісту продуктів ПОЛ, які утворюються під час інкубації гомогенату гепатопанкреасу показало (табл. 2), що дія міді істотно зменшує утворення МДА в умовах неферментного ПОЛ, тоді як рівень спонтанного і ферментного ПОЛ не зазнає змін порівняно з контролем. Тому співвідношення між ферментним і неферментним ПОЛ змінюється на користь ферментних процесів. Індекс антиоксидантної активності тканини зростає.

Таблиця 2

Утворення продуктів перекисного окиснення ліпідів (ПОЛ) в гепатопанкреасі коропа при дії йонів міді, $M \pm m$, $n = 5$.

Вміст міді у воді, мг/л	Спонтанне ПОЛ, мкмоль/г тканини	Ферментне ПОЛ, мкмоль/г тканини	Неферментне ПОЛ, мкмоль/г тканини	Співвідношення ферментного і неферментного ПОЛ	Індекс антиоксидантної активності
Контроль	44,9±10,0	254±7	312±11	0,81±0,03	1,31±0,22
Дослід	51,5±2,61	265±4	217±9*	1,23±0,05*	1,77±0,11*

Отже, в експериментальних умовах мідь, яка потрапляє з води в організм риб, стимулює адаптивні реакції, пов'язані з обміном глутатіону та збільшенням активності каталази. В результаті компенсаторних процесів, очевидно, зменшується утворення низькомолекулярних токсичних продуктів в гепатопанкреасі, що нормалізує метаболізм в цьому органі.

ЛІТЕРАТУРА

- Кулинский В. И., Колесниченко Л. С. Обмен глутатиона // Усп. биол. химии. — 1990. — Т. 31. — С. 157-179.
- Столяр О. Б., Зінковська Н. Г., Мудра А. С. і ін. Антиоксидантно-прооксидантний статус організму коропа при дії сублетальної концентрації міді (II) // Наук. записки Тернопільського педуніверситету. Серія: Біологія. — 2000. — № 3 (10). — С. 72-78.
- Столяр О. Б., Курант В. З., Балабан Р. Б. Влияние ионов меди на тиоловые соединения в печени карпа // Гидробиол. журн. — 1998. — Т. 34, № 3. — С. 87-91.

УДК 551. 482. 214. : 556. 555. 7:627. 8

Т.О. Мурзіна, А.І. Дворецький, Г.А. Грігоров

Дніпропетровський національний університет, НДІ біології, м. Дніпропетровськ

ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ДОННИХ ВІДКЛАДІВ ДНІПРОВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

Донні відклади — один з найбільш інформативних компонентів екосистеми водосховищ, які віддзеркалюють усю сукупність процесів, що відбуваються у них та площі водосбору. В умовах антропогенного впливу донні відклади (ДВ) можуть бути індикатором забруднення водою різноманітними речовинами: органічними, біогенними, токсичними. Тому знання хімічного складу ДВ, тенденції їх змін необхідні як для вирішення проблеми якості води, так і розробки наукових основ підвищення біопродуктивності водою.

У зв'язку з евтрофним характером та високою біологічною продуктивністю, а також антропогенним навантаженням Дніпровського водосховища, у 1997-2000р. р. досліджували динаміку вмісту органічних, біогенних речовин та важких металів (ВМ) у ДВ з позиції оцінки їх екологічного стану та впливу на якість води водосховища. Аналізувався поверхневий 5-см шар ДВ різного типу. Хімічні аналізи виконували згідно агрохімічним методам. ВМ визначали на атомно-абсорбційному спектрофотометрі ААС-115-1М та ААС-1N.

Дослідження показали (табл. 1), що суспензія водних витяжок з ДВ мала в основному слаболужну реакцію (рН 7,0-8,0), збільшуючись від весни до літа в середньому від 7,47 до 7,65, та знижуючись восени до 7,05. Інколи восени у пісках, а також мулах, які вміщували значну кількість детриту і, напевно, гумінових та органічних кислот, рН відповідала слабокислому середовищу (6,0-6,8).

Основу ДВ складали мінеральні речовини. Вміст органічних речовин (втрати при прокалюванні — ВПП) змінювався у середньому в межах 0,53% (піски) — 12,6% (мул глинистий). У відносно чистих пісках їх концентрація була мінімальною (0,11-0,17%). У прямій залежності від вмісту органічних речовин у ДВ знаходились концентрації загального азоту, фосфору та легко окислювальних органічних речовин, які складали зростаючий ряд: піски — глинисті піски — глинисті — мул піщанистий — мул глинистий.

ГІДРОХІМІЯ І ВОДНА ТОКСИКОЛОГІЯ

Відносно мінеральних форм азоту та фосфору ця закономірність порушувалась. Так, за вмістом амонійних іонів ДВ розподілялись у такий ряд: глинисті > мул глинистий > мул піщанистий > глинисті піски > пісок; за вмістом нітратів, навпаки: мул піщанистий > глинисті піски > мул глинистий > пісок > глинисті. Тобто у глинистих відкладах та мулах переважали процеси амоніфікації, а в мулах піщанистих та глинистих пісках, у зв'язку з їх кращою аерацією. — процеси нітрифікації.

Вміст органічних та біогенних речовин у відкладах залежав також від місця та сезону відбору проб. Сезонні зміни характеризувались підвищенням їх вмісту у липні-вересні у зв'язку з активізацією біологічних процесів. Локальні відмінності у однотипних відкладах досягали від 2 до 10 разів та були зумовлені впливом різноманітних чинників: антропогенний вплив, особливості біолого-хімічних та гідрологічних процесів та інші. Підвищені концентрації органічних та азотвміщуючих біогенних речовин відмічались переважно у ДВ на ділянках надходження промислових та побутових стічних вод; вмісту фосфору — також на нижній частині водосховища, що знаходиться під впливом сільськогосподарських полів.

Вміст азоту був постійно вище фосфору, якій знаходився у ДВ в більш зв'язаній формі.

Концентрація водорозчинних органічних та біогенних речовин у водній витяжці з ДВ (1:5) Дніпровського водосховища перевищувала їх значення у поверхневому та придонному шарах за перманганатною окислюваністю (ПО) — в 3-19, NH_4^+ — в 10-130, NO_3^- — в 20-296, PO_4^{3-} — в 2-29 разів. Активний запас органічних та біогенних речовин, надходячи у воду (при особливих умовах), може сприяти вторинному забрудненню та евтрофуванню водойми. Концентрація металів визначалась гранулометричним складом ДВ та кількістю у них органічних речовин.

Таблиця 1

Вміст органічних та біогенних речовин у донних відкладах Дніпровського водосховища, 1997-2000 рр.

Показники	Пісок	Мул піщанистий	Мул глинистий	Глинистий пісок	Глинисті відклади
РН	<u>6,5-7,8</u> 7,37	<u>7,2-7,98</u> 7,54	<u>6,4-7,9</u> 7,25	<u>7,4-7,8</u> 7,6	<u>7,25-7,7</u> 7,53
ВПП, %	<u>0,11-1,95</u> 0,53	<u>5,5-7,8</u> 7,1	<u>10,2-18,5</u> 12,6	<u>2,0-2,75</u> 2,37	<u>2,0-4,4</u> 3,39
Загальний азот, мгN/100 г	<u>62,4-371,4</u> 104,6	<u>117,0-1333,3</u> 481,7	<u>310,0-1333,3</u> 574,4	<u>146,6-266,7</u> 161,7	<u>184,6-266,7</u> 225,6
Загальний фосфор, мгP/100 г	<u>4,0-166,7</u> 58,6	<u>46,6-277,0</u> 118,6	<u>58,3-666,7</u> 220,6	<u>46,6-74,1</u> 66,7	<u>133,0-222,0</u> 160,4
ПО, мгO/100 г	<u>5,0-40,0</u> 16,2	<u>15,2-44,0</u> 27,8	<u>16,0-93,8</u> 38,6	<u>14,4-29,6</u> 22,0	<u>17,6-25,6</u> 22,6
NH_4^+ , мгN/100 г	<u>0,2-1,54</u> 0,71	<u>1,3-3,33</u> 2,11	<u>0,91-16,0</u> 3,75	<u>0,54-1,2</u> 0,87	<u>4,44-9,2</u> 5,97
NO_2^- , мгN/100 г	<u>0,025-0,064</u> 0,029	<u>0,148-0,800</u> 0,285	<u>0,021-0,400</u> 0,155	<u>0,056-0,092</u> 0,074	<u>0,048-0,072</u> 0,061
NO_3^- , мгN/100 г	<u>0,48-3,65</u> 2,87	<u>1,12-19,2</u> 10,7	<u>1,12-15,0</u> 7,0	<u>4,0-14,8</u> 9,4	<u>0,8-2,8</u> 1,85
PO_4^{3-} , мгP/100	<u>0,057-0,385</u> 0,185	<u>0,067-0,243</u> 0,181	<u>0,08-0,381</u> 0,214	<u>0,111-0,262</u> 0,202	<u>0,096-0,312</u> 0,163

Таблиця 2

Валовий вміст важких металів у донних відкладах Дніпровського водосховища (мг/кг), 1998 — 2000 рр.

Метали	Пісок	Замулений пісок	Глинистий пісок	Мул піщанистий	Мул глинистий
Mn	<u>4,5-81,8</u> 32,1	<u>109,5-218,0</u> 159,0	<u>157,3-178,0</u> 167,6	<u>112,6-850</u> 369,8	<u>390,0-2305</u> 1560,0
Zn	<u>22,0-33,4</u> 26,8	<u>22,8-72,6</u> 48,1	<u>29,3-49,8</u> 39,5	<u>79,2-158,7</u> 120,0	<u>105,0-333,0</u> 261,0
Cu	<u>0,34-1,30</u> 0,73	<u>0,70-1,80</u> 1,50	<u>3,6 — 4,7</u> 4,5	<u>1,6-21,3</u> 6,9	<u>8,7-26,1</u> 18,9
Pb	<u>1,1-3,7</u> 2,2	<u>2,6-5,1</u> 3,8	<u>7,0-9,6</u> 8,3	<u>3,0-27,1</u> 15,6	<u>10,9-77,2</u> 39,1
Ni	<u>0,43-1,80</u> 1,04	<u>1,2-4,6</u> 2,5	<u>5,0-8,2</u> 6,6	<u>3,0-26,0</u> 8,5	<u>9,8-36,7</u> 12,3
Co	<u>0,43-0,63</u> 0,51	<u>0,70-1,20</u> 0,97	<u>0,96-2,40</u> 1,70	<u>0,9-2,9</u> 1,6	<u>1,4-16,5</u> 6,8
Cd	<u>0,04-0,11</u> 0,057	<u>0,04-0,16</u> 0,10	<u>0,15-0,34</u> 0,24	<u>0,04-1,59</u> 0,44	<u>0,6-2,8</u> 1,62

Мінімальний вміст ВМ був у пісках (ВПП — 0,2-1,0%), а максимальний — у мулах глинистих (ВПП — 10,2-15,6%). У зв'язку з цим розподіл ВМ по площині дна водосховища у значній мірі визначався характером відкладів: у нижній частині з домінуванням мулів, вміст ВМ був вище ніж у

середній та особливо — верхній частині, де домінували піски. Відмічено, що на ділянках зі значним антропогенним впливом, концентрація деяких металів у однотипних відкладах водосховища була у 2-6 разів вище. Досліджені метали по середньої концентрації у ДВ розташувалися у такий убиваючий ряд: Mn — Zn — Pb — Cu — Ni — Co — Cd.

Також встановлено, що вміст ВМ у відкладах був у 2-16 разів більший, ніж у ґрунтах регіону, з якими вони генетично пов'язані, і у десятки — десятки тисяч разів більший, ніж у воді водосховища. За середніми величинами вмісту Zn мули водосховища характеризувались як сильно забруднені, та за максимальними — дуже брудні; за середніми значеннями Pb та Cd — як помірно забруднені, а за максимальними — сильно забруднені; по іншим металам — як незабруднені.

У відповідності з нормативами валового вмісту ВМ у ґрунтах (для ДВ вони не визначені), у мулах відмічалось перевищування ГДК за середніми — максимальними величинами за Zn — у 2,6-3,3, Pb — 1,3-2,6, Cd — 1,1-1,9, Mn — 1,5 рази.

Отже, проведені дослідження свідчать про те, що у ДВ Дніпровського водосховища є значний запас органічних і біогенних речовин та важких металів, здатних в деяких умовах надходити у воду, погіршуючи її якість.

УДК: 639.371.5: 639.331.7

В.В. Оліфіренко, М.П. Дубовая, Н.О. Володіна

Херсонський державний аграрний університет, г. Херсон

ВПЛИВ ПРЕПАРАТУ ЕГОЦИН Л. А. НА ВИЖИВАНІСТЬ ПЛІДНИКІВ КОРОПА

Місцем проведення спеціальних досліджень слугували інкубаційний цех та літньо-маточні стави Цюрупинського НВРГ. Матеріалом досліджень виступали плідники коропа, вирощені в умовах Цюрупинського НВРГ.

Експериментальна частина досліду була спрямована на вивчення впливу препарату Егоцин Л. А. на виживаємість плідників коропа. Для проведення експерименту були сформовані дослідна та контрольна групи плідників по 28 особин. Препарат вводили згідно діючої методики, внутрішньом'язово, один раз, одразу після відбору статевих продуктів. Укол робили в спинні м'язи під кутом 45° під переднім краєм спинного плавця. Місце ін'єкції обробляли 75%-м етиловим спиртом. Після ін'єкції плідників відсаджували у літньо-маточний став, площею 0,9 га. У аналогічний став була висаджена і контрольна група. Остаточний контроль виживаємість дослідного матеріалу проводився під час розвантаження літньо-маточних ставів методом прямого обліку.

Враховуючи фармакодинаміку препарату, його дію на організм риби за нашими дослідженнями та за даними матеріальних джерел дію Егоцина Л. А. можна поділити на 2 фази: перша — це сильна бактериостатична та бактериоцидна дія на всі відомі групи бактерій, рикатсії, хламідії та навіть крупні віруси, завдяки чому препарат сильно діє як антибактеріальний та протизапальний засіб, ця дія продовжується на протязі як мінімум восьми діб. Саме в цей час організм риби має найменшу резистентність і здатен піддаватися як дії патогенної мікрофлори, так і дії секундарних мікроорганізмів. Навіть запалення, що природньо виникають після отримання статевих продуктів у внутрішніх органах, в м'язах, в наслідок введення препаратів гіпофізу та на поверхневих утвореннях, в наслідок травматизації при облові та маніпуляціях за ходом нерестової компанії частіше призводять до виникнення різноманітних патологічних процесів в організмі плідників. Зважаючи на фізіологічний стан вище зазначені процеси впливають вкрай негативно на виживаємість плідників коропа, зумовлюючи в основному їх відхід.

Друга фаза дії препарату Егоцин Л. А. зумовлена особливостями основної діючої речовини. За фармацевтичними властивостям — це є окситетрациклінпролонгованої дії. Особливостями дії тетрациклінів у малій концентрації є стимулююча та імунопротекторна дія. Саме ці властивості окситетрацикліну вкрай необхідні при післянерестового утриманні плідників. Якщо під час першої фази збереженність плідників обумовлюється профілактикою інфекційних хвороб та післянерестових ускладнень інфекційної етиології, то на другій фазі бажаною є стимулююча дія окситетрацикліну як основної складової частини препарату Егоцин Л. А. Ця дія проявляється в стимуляції імунітету, внаслідок чого збільшується резистентність організму плідників, стимулюються процеси травлення, дихання і, що важливо, регенерація тканин. Внаслідок стимулюючої дії скорочується термін фізіологічної

реабілітації після отримання статевих продуктів, як показали наші дослідження, стимулююча дія препарату Егоцин Л. А. позитивно відображається на лінійно-вагових показниках плідників (табл. 1).

Таблиця 1

Якісна оцінка самиць коропа

Показники	M ± m		σ		Cv	
	дослід	контроль	дослід	контроль	дослід	контроль
Маса, кг	5,92 ± 0,401	5,79 ± 0,407	1,79	1,87	11,83	11,99
Повна довжина тіла L, см	79,91 ± 1,611	78,45 ± 1,603	7,05	7,82	9,03	9,20
Мала довжина тіла l, см	66,17 ± 1,502	65,37 ± 1,498	7,21	7,31	8,97	9,03
Висота тіла H, см	19,835 ± 0,759	19,83 ± 0,763	3,39	3,02	11,09	11,75
Індекс l/H	2,416 ± 0,044	2,413 ± 0,042	2,25	2,02	7,87	7,81
Індекс l/O	1,188 ± 0,025	1,189 ± 0,023	2,09	2,01	9,01	8,93
Обхват тіла O, см	40,28 ± 1,41	40,26 ± 1,37	6,35	6,27	10,99	11,29

Антимікробні та стимулююча дія препарату найбільш яскраво відобразилась на показниках виживаності плідників, що зображені в таблиці 2.

Таблиця 2

Вплив препарату Егоцин Л.А. на виживаність плідників коропа

Групи плідників	Відхід за перші 3 дні після нерестового утримання		Відхід за період літнього утримання		Відхід всього за період спостереження	
	штук	%	штук	%	штук	%
Дослід	5	18	1	4	6	22
Контроль	8	29	8	29	16	58

Для оцінки економічної ефективності застосування Егоцина Л. А. були розраховані основні економічні показники, що дає змогу зробити висновок про доцільність обробки плідників препаратом Егоцин Л. А. в якості промікробного та стимулюючого хіміотерапевтичного засобу. Сама обробка легко вписується у технологію заводського відтворення коропа.

УДК 574. 64:(581. 526. 3 + 582. 23/26)

О.О. Пасічна

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

ПОРІВНЯЛЬНА ХАРАКТЕРИСТИКА ДІЇ ЙОНІВ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ НА ВИЩІ ВОДЯНІ РОСЛИНИ ТА НИТЧАТІ ВОДОРОСТІ

Мідь та марганець, як відомо, є необхідними мікроелементами, які забезпечують функціонування багатьох ферментних систем рослинних організмів. Проте надлишок металів у водному середовищі може викликати порушення фізіологічних процесів та спричиняти пригнічення життєдіяльності рослин.

Для оцінки впливу йонів важких металів на гідрофіти вивчали дію Cu^{2+} і Mn^{2+} на вищі водяні рослини *Najas guadelupensis* L., *Ceratophyllum demersum* L. та зелені нитчаті водорості *Cladophora glomerata* (L.) Kuetz, *Oedogonium cardiacum* (Hass.) Witt. Токсичність металів у концентраціях від 0,5 до 20 ГДК рибогосподарських оцінювали по зміні інтенсивності фотосинтезу та дихання, які визначали відповідно по приросту кисню, що виділявся на світлі, та по спаду його кількості в результаті поглинання рослинами у темряві.

Виявлено загальні закономірності та видоспецифічні особливості зміни цих показників під впливом йонів металів. Так, дія 0,5–5 ГДК Cu^{2+} спричиняє підвищення інтенсивності фотосинтезу і дихання у досліджених видів рослин на 1-шу добу впливу. Це пояснюється тим, що мідь входить до складу активних центрів багатьох ферментів і тому в мікрокількостях призводить до їх стимуляції. Проте, під дією 0,5 ГДК Cu^{2+} у *N. guadelupensis* кількість виділеного кисню збільшується на 32 %, а у *Cl. glomerata* — на 14 % (табл. 1 і 2). При більш довготривалій дії 2–5 ГДК Cu^{2+} спостерігається пригнічення фотосинтезу у *N. guadelupensis* (табл. 1). Така двостадійна реакція рослинних організмів пояснюється послідовністю фаз при розвитку токсикозу: стадія збудження змінюється стадією депресії [2]. У *Cl. glomerata* та *O. cardiacum* 2–5 ГДК Cu^{2+} призводять до інтенсифікації фотосинтезу порівняно з контролем і на 14-ту добу впливу. Зменшення інтенсивності фотосинтезу у досліджених водоростей на

ГІДРОХІМІЯ І ВОДНА ТОКСИКОЛОГІЯ

1-шу добу не відбувається навіть при дії 20 ГДК Cu^{2+} ; на 14-ту добу спостерігається інгібування фотосинтезу на 14–21% (табл. 2). Проміжне місце між *N. guadelupensis* та нитчатими водоростями за чутливістю фотосинтетичного апарату до дії Cu^{2+} займає *S. demersum*.

Йони марганцю слабше впливають на газообмінні функції гідрофітів і в досліджених концентраціях стимулюють фотосинтез на 1-шу добу впливу. При подальшій дії 10–20 ГДК Mn^{2+} спостерігається зменшення інтенсивності фотосинтезу порівняно з контролем у вищих водяних рослин та підвищення — у нитчатих водоростей.

Хоча у всіх досліджених видів рослин відбувається стимуляція дихальної функції під впливом підвищених концентрацій йонів металів на 1-шу добу впливу, відмічається, що у вищих водяних рослин поглинання кисню у темряві є інтенсивнішим, ніж у нитчатих водоростей, і досягає величини більшої, ніж 50 % порівняно з контролем (табл. 1). Проте підвищення інтенсивності дихання не завжди означає сприятливого впливу зовнішніх факторів на життєдіяльність рослинних організмів, оскільки збільшення поглинання кисню під впливом токсикантів часто супроводжується інгібуванням фотосинтезу. Підвищене споживання кисню під впливом йонів міді пояснюють необхідністю компенсувати енергетичні ресурси, дефіцит яких виникає в результаті пригнічення фотосинтезу [1], тобто така стимуляція дихання є захисною реакцією рослинного організму від пошкоджуючої дії йонів важких металів. Довготривала дія 10–20 ГДК Cu^{2+} призводить до зменшення кількості поглинутого у процесі дихання кисню в *N. guadelupensis*, тобто такі кількості токсиканту пошкоджують захисні механізми рослинного організму (табл. 1). У *Cl. glomerata* пригнічення інтенсивності дихання не відбувається під впливом досліджених концентрацій йонів металів (табл. 2), що свідчить про стійкість нитчатих водоростей до дії токсикантів даного роду.

Загальною закономірністю для досліджених видів рослин є збільшення величини відношення кількості виділеного O_2 у процесі фотосинтезу до кількості поглинутого O_2 у процесі дихання при посиленні стимулюючого впливу металів на фізіологічні функції рослинних організмів та зменшення величини даного відношення при підвищенні інгібуючої дії (табл. 1 і 2).

Таблиця 1

Вплив міді на інтенсивність фотосинтезу та дихання *Najas guadelupensis* ($M \pm m$, $n = 4$)

Концентрація Cu^{2+} , ГДК	1-ша доба впливу			14-та доба впливу		
	Фотосинтез, мг $\text{O}_2/\text{л} \cdot \text{год}$	Дихання, мг $\text{O}_2/\text{л} \cdot \text{год}$	Φ Д	Фотосинтез, мг $\text{O}_2/\text{л} \cdot \text{год}$	Дихання, мг $\text{O}_2/\text{л} \cdot \text{год}$	Φ Д
Контроль	4,86±0,11	1,33±0,06	3,65	4,78±0,08	1,41±0,05	3,39
0,5	6,42±0,20	1,53±0,06	4,20	5,92±0,11	1,53±0,04	3,87
2	7,04±0,17	1,65±0,07	4,27	3,83±0,08	2,02±0,07	1,90
5	6,74±0,23	1,59±0,05	4,24	3,34±0,09	1,89±0,07	1,77
10	3,48±0,22	1,88±0,05	1,85	1,97±0,14	1,25±0,04	1,58
20	2,93±0,15	2,09±0,07	1,40	1,48±0,08	1,10±0,05	1,35

Таблиця 2

Вплив міді на інтенсивність фотосинтезу та дихання *Cladophora glomerata* ($M \pm m$, $n = 4$)

Концентрація Cu^{2+} , ГДК	1-ша доба впливу			14-та доба впливу		
	Фотосинтез, мг $\text{O}_2/\text{л} \cdot \text{год}$	Дихання, мг $\text{O}_2/\text{л} \cdot \text{год}$	Φ Д	Фотосинтез, мг $\text{O}_2/\text{л} \cdot \text{год}$	Дихання, мг $\text{O}_2/\text{л} \cdot \text{год}$	Φ Д
контроль	5,62±0,09	1,63±0,06	3,45	5,76±0,09	1,70±0,06	3,39
0,5	6,42±0,15	1,84±0,06	3,49	6,39±0,10	1,81±0,07	3,53
2	6,97±0,06	1,91±0,06	3,78	6,90±0,09	1,86±0,08	3,59
5	7,11±0,11	1,87±0,05	3,80	7,89±0,11	1,92±0,06	4,11
10	8,22±0,09	1,93±0,07	4,26	6,78±0,09	2,14±0,07	3,17
20	7,74±0,09	2,00±0,07	3,87	4,90±0,11	2,36±0,05	2,08

Як відомо з літературних джерел, акумуляція металів рослинними організмами і зв'язування їх із поліпептидами призводить до утворення фітохелатів, які сприяють детоксикації йонів металів. І тільки після накопичення певної “критичної” концентрації металу відбувається порушення фізіолого-біохімічних процесів у рослинному організмі. Вивчення здатності до акумуляції металів вищезазначеними видами рослин дало можливість пояснити різний вплив однакових концентрацій йонів металу на досліджені види гідрофітів. Виявилось, що нитчаті водорості мають найвищу здатність до накопичення металів і найбільшу величину їх “критичної” концентрації. Цим пояснюється відносна стійкість цих гідрофітів до впливу підвищених кількостей Cu^{2+} і Mn^{2+} . *N. guadelupensis* має високу здатність до концентрування металів, проте значно менші величини “критичних” концентрацій, тому порушення

фізіологічних функцій у даного виду рослин відбувається під впливом менших кількостей токсикантів, ніж у нитчатих водоростей.

Отже, із досліджених видів гідрофітів найбільш чутливою до впливу йонів важких металів виявилась *N. guadelupensis*, тому її доцільно застосовувати як тест-об'єкт для оцінки якості природних та токсичності стічних вод із використанням фотосинтезу та дихання як тест-функцій.

Стійкість нитчатих водоростей до дії токсикантів можна пояснити філогенетичною давністю альгокультур та здатністю до накопичення і детоксикації значної кількості йонів металів. У зв'язку з цим їх можна використовувати як індикатори забруднення водного середовища важкими металами та для очищення води від токсикантів даного виду.

ЛІТЕРАТУРА

1. Полищук Р. А. Реакция макрофитов обрастания на воздействие ионов тяжелых металлов // Биологические основы борьбы с обрастанием. — К.: Наук. думка, 1973. — С. 155–193.
2. Христофорова Н. К., Айзайчер Н. А., Березовская О. Ю. Действие ионов меди и детергента на зеленые микроводоросли *Dunaliella tertiolecta* и *Platymonas* sp. // Биология моря. — 1996. — Т. 22, № 2. — С. 114–119.

УДК 615. 45: 595. 34

Н.А. Платонов

Институт гидробиологии НАН Украины, г. Киев

ИССЛЕДОВАНИЕ ВОЗДЕЙСТВИЯ БИОПРЕПАРАТА "КЛЕПС" НА *MOINA MACROSCORA* В ОСТРЫХ ОПЫТАХ

Биопрепарат "Клепс" представляет собой высушенные бактерии на полисахариде. Препарат синтезирован в Институте молекулярной биологии и генетики НАН Украины. Применяется "Клепс" для обработки семян гречихи, кукурузы и некоторых других семенных культур в очень низких концентрациях. Целью нашей работы было исследование токсичности данного вещества для водных беспозвоночных.

Материал и методика исследований

Препарат "Клепс" исследовали в следующих концентрациях: 100,0; 75,0; 50,0; 25,0; 10,0; 5,0 и 1,0 млн. кл. /мл. В качестве тест-объекта была использована *Moina macroscora* Straus. Этот вид ветвистоусых рачков является ценным живым кормом в рыбоводстве. опыты с рачками проводили в сосудах объемом 50 и 100 мл, в 5-и повторностях на каждое разведение бактерий. В каждый сосуд вносили по 10 экз. новорожденной молодежи. опыты проводили в трех вариантах: на воде бедной бактериопланктоном, на отстоянной водопроводной воде с добавлением корма (хлореллы) и на днепровской воде. насыщение воды кислородом — 100%, рН — 7,5, температура колебалась от 24,5 до 26,4°C.

Результаты и их обсуждение

В опытах с отстоянной водопроводной и днепровской водой результаты были идентичны. При всех концентрациях препарата наблюдалась 100%-ная выживаемость моин на протяжении 120 часов. В обоих вариантах опыта через 48 ч моины закладывали яйца в выводковые камеры. Первый помет самки дали на третьи сутки. Таким образом, продолжительность постэмбрионального развития рачков с момента рождения и до появления у них первого помета составляла менее трех суток. Следует также отметить, что в обоих вариантах опытов самки в первом помете откладывали в выводковые камеры необыкновенно большое количество яиц, особенно при высоких концентрациях бактерий (10,0-100,0 млн. кл. /мл), т. е. наблюдалась значительная стимуляция овогенеза. В первом варианте опыта стимуляция этого процесса отмечалась при всех концентрациях биопрепарата (табл. 1).

Как видно из табл. 1, при концентрации бактерий 50,0-100,0 млн. кл. /мл ни одно из отложенных яиц не развивалось. Все яйца в выводковых камерах самок превращались в сплошную пенистую массу, которая вытекала. При 10,0-20,0 млн. кл. /мл бактерий у моин из отложенных яиц развивалось только небольшое количество, и в среднем на одну самку приходилось соответственно по 16,2-11,8 экз. молодежи, т. е. большее часть отложенных яиц растворялась. Частичное растворение яиц наблюдалось у моин, которые находились в растворах с концентрацией бактерий 1,0-5,0 млн. кл. /мл.

Количество яиц, выметанных самками *M. тасгосора* в первом помете и среднее количество родившихся ювенисов (из расчета на 1 самку)

Концентрация, млн. кл. /мл	Количество отложенных яиц (диапазон колебаний)	Количество родившихся ювенисов на 1 ♀
100,0	18-25	0
75,0	>40->50	0
50,0	30-40	0
25,0	30-50	11,8
10,0	30-42	16,2
5,0	10-22	13,0
1,0	10-22	12,6
Контроль	8-12	10,6

Стимуляция образования яйцеклеток у самок наблюдалась и в последующих пометах, но слабее, чем в первом. Незначительно проявлялось стимулирующее действие препарата также и при больших концентрациях бактерий в третьих пометах самок.

Следует отметить, что если у самок мойн при 50,0-100,0 млн. кл. /мл бактерий яйца первого помета растворялись полностью, то во втором и третьем пометах определенное количество отложенных яиц нормально развивалось и рождалась жизнеспособная молодежь (табл. 2).

Таблиця 2

Среднее количество молодежи (экз.) в одном помете самки *M. тасгосора* в первых трех пометах под действием препарата «Клепс»

Концентрация, млн. кл. /мл	Пометы		
	I	II	III
100,0	0	8,5	6,0
75,0	0	11,0	8,0
50,0	0	16,8	12,0
25,0	11,8	33,5	28,0
10,0	16,2	29,0	22,0
5,0	13,0	19,0	10,0
1,0	12,6	12,0	10,0
Контроль	10,6	10,8	10,0

Как видно из таблицы, в контроле среднее число молодежи на 1 самку в первом помете составило всего 10,6 экз., т. е. было ниже, чем в опытах с препаратом. На этом же уровне оно оставалось и в последующих пометах.

Отмечено также, что у большинства самок после сильной стимуляции образования яйцеклеток, особенно в первых пометах, наблюдалось истощение и ускоренное старение. Развитие яиц в зоне роста гонад либо прекращалось вовсе, либо появлялось всего 1-2 яйцеклетки. При этом выводковые камеры самок сморщивались. Рачки вступали в постфертильную стадию развития и через некоторое время погибали. Минимальная продолжительность жизни самок при 50,0-100,0 млн. кл. /мл составляла 5-7 суток, а максимальная — 10 суток. При концентрациях бактерий 10 млн. кл. /мл и ниже, также как и в контроле, продолжительность жизни мойн составляла 10-12 суток. Третий вариант опыта с *M. тасгосора* был поставлен на воде бедной бактериопланктоном и не содержащей водоросли. Во всем диапазоне концентраций биопрепарата наблюдалось 100%-ная выживаемость *M. тасгосора*. Бактерии служили прекрасным кормом для мойн. Отмечены те же закономерности реагирования мойн на вещество, что и в первых двух вариантах опытов. Плодовитость рачков в растворах с бактериями была выше, чем в контроле, но ниже, чем в опытах с отстоянной водопроводной и днепровской водой и аналогичными концентрациями препарата.

Таким образом, во всех трех вариантах опытов *M. тасгосора* показала 100%-ную выживаемость в острых опытах (120 ч) во всем исследованном диапазоне концентраций препарата «Клепс». Витальной концентрацией (ЛК₀) для мойн являются концентрация 100. 0 млн. кл. /мл. Действие биопрепарата в диапазоне концентраций 50,0-100,0 млн. кл. /мл вызывает у мойн стимуляцию плодовитости, которая имеет отрицательный эффект — полную гибель первого помета на стадии яйца. Препарат в концентрациях 10,0-25,0 млн. кл. /мл и, в меньшей степени 5,0 млн. кл. /мл, повышает плодовитость мойн по сравнению с контролем, несмотря на то, что при этих концентрациях определенное количество яиц растворяется в выводковой камере.

Препарат можно использовать в исследованных концентрациях при наращивании биомассы *M. masticosa* с целью использования рачков для кормления мальков рыб. Этот вопрос требует дополнительной проработки и проведения ряда исследований.

УДК 636.2 + 599.323.41:576.344

Ю.В. Синюк

Тернопільський державний педагогічний університет ім. Володимира Гнатюка, м. Тернопіль

ОСОБЛИВОСТІ МЕТАБОЛІЗМУ АМІНОКИСЛОТ В ОРГАНІЗМІ РИБ ЗА ІНТОКСИКАЦІЇ ЙОНАМИ ЦИНКУ

Одне з центральних місць серед забруднюючих навколишнє середовище речовин займають іони важких металів. Серед них виділяється за біологічною дією цинк. Надходження цинку в атмосферу із антропогенних джерел на 700% перевищує природне, а виробництво та використання кольорових металів дає до 43% загального викиду цинку в атмосферу. Важливим джерелом цинку є також спалювання деревини та відходів [6]. У водних екосистемах біля 80% цинку знаходиться у іонній формі [10]. Токсичність цинку для риб менша, ніж у ртуті та міді, але вища, ніж нікелю та свинцю. Чутливість риб до цинку залежить від їх виду, віку, хімічного складу та температури водного середовища [11,12]. Цинк належить до біогенних металів. В організмах він включається в білки, з'єднується з амінокислотами, пуриновими основами і нуклеїновими кислотами. Описано більше 30 ферментів, що містять цинк, зокрема, карбоангідраза, карбоксипептидаза А, В, протеаза нейтральна, алкоголь-, глутамат-, гліцеральдегід 3-фосфат- дегідрогенази, лактат-, малатдегідрогенази, лужна фосфатаза [6].

Цинк пригнічує дію таких ферментів тварин: каталази, амілази, інсулінази печінки, панкреатичної рибонуклеази, що пояснюється здатністю цих ферментів до неспецифічної взаємодії з цим металом; інгібує лужну фосфатазу, креатинфосфокіназу, очевидно, внаслідок антагоністичного заміщення інших металів. Цинк бере участь в процесі гліколізу. При дефіциті цинку спостерігається порушення обміну речовин, зокрема, синтезу білку, нуклеїнових кислот [6].

Загальновідомо, що вільні амінокислоти відіграють важливу роль у забезпеченні метаболічних процесів в організмі риб [5,8]. Крім цього, вони забезпечують біохімічну адаптацію гідробіонтів до змін навколишнього середовища [9]. У нашій роботі досліджено вплив різних концентрацій цинку (2 та 5 ГДК) на вміст вільних амінокислот в організмі коропа.

Матеріали і методика досліджень

В дослідженнях використовували коропа (*Syrpinus carpio* L.) однорічного віку. У ванни, де знаходились дослідні групи риб, кожна масою 250-300 грам, вносили відповідно 2 і 5 мг/л $ZnSO_4$ і витримували протягом 10 діб. Відбирали зразки скелетних м'язів та печінки, гомогенізували в розчині Рінгера для холоднокровних із рН 7,2, після чого центрифугували протягом 15 хвилин при 3000 об/хв при охолодженні. Супернатант осаджували сульфосаліциловою кислотою.

Іонообмінну хроматографію вільних амінокислот проводили на приладі ААА-339. Цифрові дані обробляли статистично [7].

Результати та їх обговорення

Досліджувався вплив іонів цинку в концентраціях 2 та 5 ГДК на вміст вільних амінокислот у печінці, скелетних м'язах та крові коропа. Печінка відіграє центральну роль у білковому обміні. Тут синтезуються специфічні білки плазми, відбуваються процеси переамінування та дезамінування амінокислот, що є важливим етапом включення вільних амінокислот у енергетичні та синтетичні процеси. Крім того, печінка є важливим органом детоксикації чужорідних речовин, токсичність яких тут знижується чи зовсім втрачається завдяки процесам окислення чи відновлення, метилювання чи ацетилювання, або приєднання до інших речовин [4].

Із наведених на рис.1 даних видно, що у печінці сумарна кількість амінокислот зростає із збільшенням концентрації іонів цинку у воді і становить 119,89% при 2 ГДК та 129,31% при 5 ГДК. В основному, це накопичення відбувається за рахунок замісних амінокислот (їх рівень збільшується на 27,58% при 2 ГДК та на 38,33% при 5 ГДК), в той час, як вміст незамінних амінокислот зростає незначно і складає 105,33% від контролю при 2 ГДК та 112,21% при 5 ГДК. Така поведінка організму, очевидно, пов'язана із забезпеченням необхідної вищої концентрації амінокислот як субстрату для енергетичних процесів (більшою мірою за рахунок замісних амінокислот) та структурних перетворень, для яких одним

з лімітуючих факторів є достатній рівень незамінних амінокислот. Окремі вільні амінокислоти використовуються як регулятори вмісту інших речовин. Зміна вмісту вільних амінокислот залежить від зміни активності ряду ферментів при дії токсиканту. Зокрема, при дії іонів цинку в цитоплазматичній і, особливо, в мітохондріальній фракції печінки і скелетних м'язів коропа зростає активність АсАТ [3], що сприяє посиленню продукції глутамінової кислоти, яка відіграє значну роль при забезпеченні виведення аміаку [1]. Обмін речовин у печінці спрямований на забезпечення гомеостазу в крові. Виходячи з цього, можна стверджувати, що там відбуваються процеси, в результаті яких здійснюється постачання у кров елементів регуляції, енергетичного живлення та синтетичних процесів.

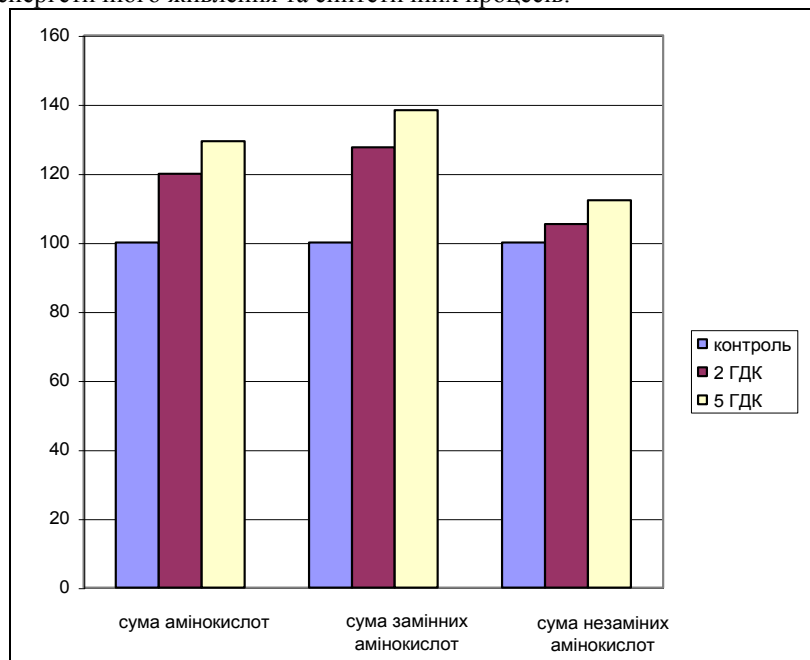


Рис. 1. Вплив іонів цинку на вміст вільних амінокислот у печінці коропа, % від контролю

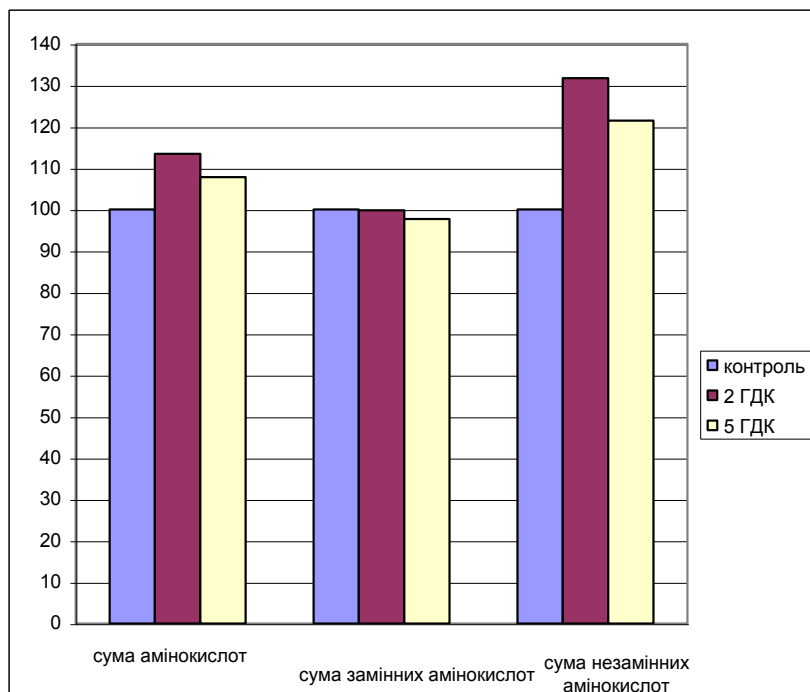


Рис. 2. Вплив іонів цинку на вміст вільних амінокислот у м'язах коропа лускатого, % від контролю

Для коропа лускатого м'язи є одним з основних джерел вільних амінокислот при ендогенному живленні. У м'язах, як видно із рис. 2, при 2 ГДК сума амінокислот збільшується на 13%, а при 5 ГДК — тільки на 7%. Це можна пояснити в обох випадках підвищенням активності ферментів протеолізу, що спричиняє посилення катаболізму білків. Те, що при більшій концентрації токсиканту вміст амінокислот

близький до контрольного, очевидно, вказує на включення вільних амінокислот у процеси в першу чергу енергетичного забезпечення. Такий висновок впливає також при аналізі вмісту замісних та незамінних амінокислот. Відомо, що організм використовує незамінні амінокислоти переважно для забезпечення синтетичних процесів, і тільки у випадках гострої необхідності вони піддаються окисленню [2]. У першу чергу використовуються замісні амінокислоти, що потім може бути компенсовано при поверненні організму до нормального стану. Очевидно, саме тому має місце незначне зниження проти норми вмісту замісних амінокислот (99,79% при 2 ГДК і 97,67% при 5 ГДК іонів цинку від контролю), а у випадку незамінних — зростання на 31,7% при 2 ГДК та на 21,44% при 5 ГДК. Менший відсоток зростання вмісту незамінних вільних амінокислот при 5ГДК свідчить про активніше використання їх при більшому навантаженні на організм, коли спостерігається вичерпання інших енергетичних субстратів.

Висновки

Отже, вплив цинку можна охарактеризувати не стільки, як токсичний, а скоріше, як такий, що впливає на регуляцію метаболізму, що пов'язано із активацією одних та інгібуванням певних ферментів цим металом. При зростанні концентрації Zn^{2+} у воді вміст вільних амінокислот змінюється у зв'язку з участю їх у адаптивних перебудовах метаболізму.

ЛІТЕРАТУРА

1. Грубинко В.В. Роль глутаміна в забезпеченні азотистого гомеостазу у риб // Гидробиол. журн. — 1991. — Т. 27, № 4. — С. 49-52.
2. Жиденко А.А. Особенности метаболизма энергетических компонентов у зимующей молодежи карпа и роль адаптивных механизмов в ее выживаемости: Автореф. дисс... канд. биол. наук. 03.00.04 / Институт биохимии АН Украины им. А.В. Палладина. — Киев, 1990. — 16 с.
3. Балабан Р.Б., Курант В.З., Столяр О.Б. та ін. Вплив іонів важких металів на активність трансаміназ в організмі коропа // Біологія тварин. — 2000. — Т.2, № 1. — С. 87-92.
4. Березов Т.Т., Коровкин Б.Ф. Биологическая химия. — М.: Медицина. 1983. — 752 с.
5. Майстер А. Биохимия аминокислот. — М.: Изд-во иностр. лит., 1961. — 531 с.
6. Мур Дж. В., Рамамурти С. Тяжелые металлы в природных водах. Контроль и оценка влияния. — М.: Мир, 1987. — С. 197-220.
7. Ойвин И.А. Статистическая обработка результатов экспериментальных исследований // Патол. физиол. и эксперим. терапия. — 1960. — № 4. — С. 76-81.
8. Сидоров В.С. Аминокислоты рыб // Биохимия молодежи пресноводных рыб. — Петрозаводск, 1985. — С. 121-126.
9. Хочачка П., Сомеро Дж. Стратегия биохимической адаптации. — М.: Мир, 1977. — 398 с.
10. Benes P., Steinnes E. In situ dialysis for the determination of the state of trace elements in natural waters // Water Research. — 1974. — Vol. 8. — P. 947-953.
11. Sinley J.R., Goettl J.P., Davies P.H. The effects of zinc on rainbow trout (*Salmo gairdneri*) in hard and soft water // Bull. of Environment. Cont. and Toxicol. — 1974. — Vol.12. — P. 193-201.
12. Smith M.J., Heath A.G. Acute toxicity of copper, chromate, zinc, and cyanide to freshwater fish: effect of different temperatures // Bull. of Environment. Cont. and Toxicol. — 1979. — Vol. 22. — P.113-119.

УДК [574.64: 597.08] (282.2)

Ю.М. Ситник

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

ВМІСТ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ В ОРГАНІЗМІ РИБ МЕЖИРІЧЧЯ ПРИП'ЯТІ ТА СТОХОДУ

Вивчення вмісту важких металів в органах та тканинах риб (як і в цілому організмі) є однією із складових частин еколого-токсикологічної оцінки стану довкілля. Немає необхідності підкреслювати важливість даних досліджень для здоров'я людини, як основного споживача риби.

Матеріали та методи

В межиріччі Прип'яті та Стоходу, під час роботи екологічної експедиції (керівник к.б.н., ст.н.с. М.Л.Клестов) в серпні 2000 року було виловлено 9 видів риби: лящ (*Abramis brama* L.), плітка (*Rutilus rutilus* L.), верховодка (*Alburnus alburnus* L.), гірчак (*Rhodus sericeus* L.), краснопінка (*Scardinius erythrophthalmus* L.), пічкур (*Gobio gobio* L.), окунь (*Perca fluviatilis* L.), щука (*Esox lucius* L.), верховка (*Leucaspis elineatus* L.). Проби (кожен вид окремо) фіксувалися та доставлялися для подальшої обробки в Інститут гідробіології НАН України.

Визначення вмісту важких металів проводили в цілому організмі кожного виду риб, попередньо спаливши їх в муфельній печі при $t = 300^{\circ}C$. В подальшому наважки попелу (по 1 г, $n = 6$) спалювалися в

суміші концентрованих азотної та соляної кислот (марки ОСЧ) в співвідношенні 8: 2 Протягом 6 — 12 годин. Кількісне визначення досліджуваних важких металів (кадмій, свинець, мідь, цинк, марганець, залізо, кобальт, нікель) проводили на атомно-абсорбційному спектрофотометрі ААС-3 (Німеччина). Концентрацію металів в рибах перераховували і представляли в мг на 1 кг сирової маси при природній вологості [1].

Результати та обговорення

Важкі метали в організмі риб річки Прип'ять фіксувалися в слідуючих межах (min — max): мідь — 0,32-2,43 мг/кг (верховодка — щука); цинк — 11,75-27,11 мг/кг (верховодка — щука); марганець — 0,61-0,63 мг/кг — 2,81-2,85 мг/кг (верховодка, краснопірка — окунь, щука); залізо — 11,07-25,12 мг/кг (лящ — щука); кобальт — 0,14-0,47 мг/кг (краснопірка та гірчак — щука); свинець — 0,18-0,62 мг/кг (верховодка — щука); нікель — 0,18-0,73 мг/кг (верховодка — плітка). Одночасно в організмі риб річки Стохід вміст важких металів становив (також мінімальні та максимальні величини): мідь — 0,62-2,07 мг/кг (верховодка — пічкур); цинк — 13,14-30,12 мг/кг (верховодка — окунь); марганець — 0,49-2,07 мг/кг (верховодка — окунь); залізо — 11,13-35,19 мг/кг (верховодка — окунь); кобальт — 0,23-0,61 мг/кг (верховодка — пічкур); кадмій — 0,13-0,39-0,41 мг/кг (верховодка — гірчак та пічкур); свинець — 0,10-0,47 мг/кг (верховодка — окунь); нікель — 0,19-0,39-0,40 мг/кг (верховодка — окунь та пічкур).

Заключення. Порівнюючи отримані результати можна відмітити відмітити дещо вищі рівні вмісту досліджених важких металів у риб річки Стохід по відношенню до риб річки Прип'ять, причому, як для планктофагів і бентофагів, так і для хижаків.

По діючих нормах державних стандартів, щодо вмісту токсичних речовин у рибі, як харчовому продукті [2], важкі метали не повинні перевищувати слідуючі ліміти: 1,0 мг/кг сирової маси для свинцю, 0,2 мг/кг для кадмію, 10,0 мг/кг для міді та 40,0 мг/кг для цинку в їстівній частині риби (або в ній цілком).

В результаті наших досліджень, можна відмітити тільки перевищення вмісту кадмію в 1,5 — 2,0 рази у щуки, пічкура, окуня та гірчака як у річці Прип'ять, так і у річці Стохід. Дане питання потребує додаткового вивчення.

ЛІТЕРАТУРА

1. Никаноров А.М., Жулидов А.В. Биомониторинг металлов в пресноводных экосистемах. — Л: Гидрометеиздат, 1991. — 312 с.
2. Кузубова Л.И. Токсиканты в пищевых продуктах. — Новосибирск, 1990. — 127 с.

УДК 556.531.4(285)(477-25)

Ю.М. Сытник, Л.С. Кипнис

Институт гидробиологии НАН Украины, г. Киев

ГИДРОХИМИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ НЕКОТОРЫХ ОЗЕР ГОРОДСКОЙ ЗОНЫ КИЕВА

Исследования гидрохимического режима и качества воды в реках и озерах Киева носят, в основном, несистематический характер. Наибольшее внимание исследователей привлекала р.Лыбедь [1, 2, 3]. Также в доступной нам научной литературе имеются опубликованные работы по отдельным водным объектам или группам водоемов [4, 5, 6]. Следует отметить, что эти исследования были проведены как часть гидробиологической оценки водоемов и гидрохимические результаты приводятся в них как составная часть вышеуказанных работ.

Материал и методика исследований

Для получения химического состава брали пробы воды в следующих водоемах г.Киева: Оболонский залив (р.Днепр), Русановская протока р.Днепр, р.Лыбедь (верховье), р. Лыбедь (у Днепра), р.Сырец, р.Дарница, оз.Минское, оз.Богатырское, оз. Вербное, оз.Редькино, оз.Лесное, оз. на Трухановом острове весной, летом и осенью 2000 г. В пробах определяли рН, Eh, O₂, БПК₅, ХПК, NH₄⁺ PO₄³⁺ а также общую минерализацию и количество взвешенных веществ. Определения выполняли по общепринятым стандартным методикам химического анализа природных вод [7].

Результаты и обсуждение

В табл. 1 приведены результаты гидрохимических показателей некоторых водоемов г. Киева в 2000г.

Таблица 1

Некоторые гидрохимические показатели воды рек и озер городской зоны Киева в 2000 г.

Места отбора проб	pH	Eh	O ₂ , мг/л	БПК ₅ , мгО ₂ /л	ХПК, мгО/л	PO ₄ , мг/л	NH ₄ , мг/л	Взвешенные вещества	Минерализация, мг/л
Оболонский залив (р.Днепр)	7,5-	+ 120	7,8	7,5	14,0	0,7	1,8	35,0	685,0
	7,6	+ 110	5,9	9,5	20,0	1,1	2,5	50,0	
оз.Минское	7,5-	+ 90	6,9	8,5	19,0	1,3	3,2	75,0	735,0
	7,8	+ 120	5,9	11,5	20,0	2,8	4,4	85,0	
оз.Богатырское	7,5-	+ 90	7,2	12,0	18,0	0,9	2,8	80,0	715,0
	7,8	+ 85	6,8	15,0	30,0	1,55	5,5	90,0	
оз.Вербное	7,5-	+ 70	6,1	9,0	18,0	1,2	2,8	65,0	685,0
	7,6	+ 90	5,9	13,0	20,0	2,5	5,4	70,0	
оз.Редькино	7,5-	+ 110	6,8	12,0	15,0	0,7	1,8	35,0	520,0
	7,5	+ 120	7,8	14,5	15,0	1,1	2,0	50,0	
р.Лыбедь (верх)	7,6-	+ 110	7,8	14,5	20,0	1,6	1,5	72,0	530,0
	7,6	+ 120	8,2	16,5	30,0	2,6	2,4	65,0	
р.Лыбедь (у Днепра)	7,5-	+ 90	7,7	16,5	25,0	1,8	1,6	89,0	530,0
	7,6	+ 120	8,2	18,5	30,0	2,8	2,6	75,0	
Русановская протока	7,2-	+ 90	5,2	11,0	18,0	1,5	3,8	58,0	850,0
	7,4	+ 70	6,5	18,0	30,0	2,5	4,2	60,0	
Озеро на Трух. о-ве	7,5-	+ 60	5,9	12,0	25,0	2,8	2,8	78,0	760,0
	7,6	+ 70	6,5	18,0	30,0	3,8	3,8	80,0	
р.Сирец	7,4-	+ 80	6,1	8,0	15,0	0,8	1,8	55,0	790,0
	7,6	+ 90	6,0	9,5	20,0	0,9	2,2	65,0	
р.Дарница	7,5-	+ 60	7,0	12,5	18,0	0,9	1,5	65,0	550,0
	7,6	+ 65	6,9	15,5	20,0	1,1	2,9	70,0	
Оз.Лесное (Ватутинский р-н)	7,5-	+ 90	5,8	9,5	20,0	1,1	2,5	83,0	680,0
	7,7	+ 80	5,7	13,5	30,0	1,8	3,2	85,0	

Так, по соответствующим показателям pH все изученные водоемы можно считать чистыми (pH = 7,4-7,8). По содержанию растворенного кислорода водоемы представлены широким спектром оценок от 8,2 мг О₂/л (очень чистые) до 5,2-5,9 мгО₂/л (средне загрязненные (табл.1.). По показателям БПК₅ все исследованные озера по степени чистоты находятся в пределах категорий «грязные-очень грязные». Это подтверждает содержание фосфатов («грязные — очень грязные»). При сравнении с результатами предыдущих исследований [2, 6] можно констатировать ухудшение качества воды по всем исследованным показателям.

Заключение

По результатам исследований можно заключить, что качество воды изученных водоемов по большинству исследованных показателей оценивалось как «грязные — очень грязные».

ЛИТЕРАТУРА

- Щербак В.И.,Плигин Ю.В., Бойко Т.М. и др. Санитарно-гидробиологическое состояние Корчеватских прудов // Гидробиол. журн., 1996. — Т. 22, № 6. — С.94-96.
- Плигин Ю.В., Щербак В.И., Арсан О.М. и др. Влияние поверхностного стока на биоту Каневского водохранилища в районе Киева и рекомендации по его очистке // Материалы междуна. научно-практ. конф. «Экология городов и рекреационных зон». — Одесса: Астропринт, 1998. — С. 272-277.
- Шевцова Л.В.,Ткачук Н.Г. Малафеев В.В., Васильковская В.В. Эколого-санитарное состояние р.Лыбедь // Гидробиол. журн. — 2000. — Т. 36, № 5. — С. 34-43.
- Афанасьев С.А., Колесник М.П., Давыденко Т.В. и др. Санитарно-гидробиологическое состояние озер и заливов жилого массива Оболонь г.Киева // Гидроэкологические проблемы внутренних водоемов Украины. — Киев: Наук. думка, 1991. — С.98-109.
- Колесников В.Н., Шевченко П.Г. Состав ихтиофауны Голосеевских прудов // Там же — С.110-113.
- Афанасьев С.А. Характеристика гидробиологического состояния разнотипных водоемов г.Киева // Весник экологии. — 1996. — № 1-2. — С.112-118.
- Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши. — Л.:Гидрометеиздат, 1977. — 540 с.

УДК 574. 352. 3

О.Б. Столяр

Тернопільський державний педагогічний університет ім. Володимира Гнатюка, м. Тернопіль

НИЗЬКОМОЛЕКУЛЯРНІ ТЕРМОСТАБІЛЬНІ БІЛКИ ГЕПАТОПАНКРЕАСУ КОРОПА ЯК ІНДИКАТОРИ ЗАБРУДНЕННЯ ОРГАНІЗМУ ВАЖКИМИ МЕТАЛАМИ

До низькомолекулярних термостабільних білків (НТБ) належать металотіонеїни (МТ), які беруть участь у підтриманні гомеостазу цинку в організмі риб [5] та зв'язують в малотоксичну форму надлишок іонів кадмію, ртуті, [1, 2]. Відомі також інші фізіологічно активні пептиди у складі НТБ, функція яких може бути пов'язана з реалізацією компенсаторно-приспосувальних механізмів при дії екстремальних факторів [1]. Становить інтерес вивчення можливості використання цих сполук як біооб'єктів для моніторингу забруднення водойм важкими металами, ступеня ураження організму гідробіонтів та диференційованого визначення металу — забруднювача.

Дослідження проводились на коропі лускатому (*Syrprinus carpio* L.) масою 200 — 250 г. Риб утримували у басейнах протягом 14 діб. Вміст міді (II) у воді становив 0,01 і 0,2 мг/л, цинку (II) — 0,1 і 2,0 мг/л, мангану (II) — 0,13 і 2,6 мг/л, свинцю (II) — 0,01 і 0,2 мг/л. Створені концентрації металів відповідають 0,1 і 2 ГДК. Вміст металів у фракціях НТБ та воді вимірювали на атомно-абсорбційному спектрофотометрі С-115 після спалювання зразків в азотній кислоті. НТБ гепатопанкреасу виділяли шляхом термообробки (80°, 2 хв) розчинної фракції гомогенату і розділяли на фракції за допомогою хроматографії на сефадексі G-75 ("Pharmacia"), використовуючи об'єднані аліквотні частини гепатопанкреаса всіх риб експериментальної групи загальною масою 350 мг [6]. МТ ідентифікували як НТБ із високим показником співвідношення світлопоглинання D_{254}/D_{280} [2, 6]. Калібрування колонок здійснювали за допомогою альбуміну (Sigma, M_r 67000), цитохрому *c* (Sigma, M_r 12327), інсуліну (Sigma, M_r 5800).

НТБ в нормі утворюють три фракції, молекулярна маса яких становить близько 67, 12 і 6 кДа. II фракція незначна за об'ємом і спектральному аналізу не піддавалася. Білки III фракції характеризуються специфічними для МТ рисами — плечем біля 220 нм та смугою вбирання з максимумом біля 260 нм (табл.), які свідчать про наявність метал-тіолатних комплексів [1]. Досліджувані метали в складі I і III фракцій НТБ в нормі розподілені так: мідь, цинк і манган зв'язуються переважно з МТ, а свинець більш рівномірно розподіляється між I і III фракціями.

Таблиця

**Характеристики фракцій низькомолекулярних термостабільних білків
гепатопанкреасу коропа в нормі, $M \pm m$, $n = 4$**

Показник	I фракція	III фракція
D_{215}/D_{230}	1,63±0,10	1,96±0,07
D_{260}/D_{230}	0,56±0,02	1,01±0,01
D_{254}/D_{280}	1,28±0,02	1,57±0,08
D_{245}/D_{295}	2,36±0,16	3,96±0,08
Мідь, мкг/г тканини	0,48±0,02	1,29±0,11
Цинк, мкг/г тканини	8,55±1,55	33,22±3,68
Манган, мкг/г тканини	0,049±0,020	0,315±0,097
Свинець, мкг/г тканини	0,021±0,04	0,013±0,05

Витримування коропа в середовищі з підвищеною концентрацією іонів важких металів викликає зміни вмісту металів в НТБ (рис.). При цьому акумуляція надлишку всіх досліджуваних металів має місце тільки при дії 0,1 ГДК білками I фракції, а для мангану ще й при дії 2 ГДК — у складі МТ. Отже ємність НТБ, особливо МТ, для іонів металів є досить обмеженою.

Білки I фракції зазнають істотних змін спектральних характеристик при дії обох доз металів, причому в більшості випадків проявляється індивідуальний характер впливу кожного металу (див. рис.). УФ-спектри білків III фракції при дії 0,1 ГДК металів близькі до норми, за виключенням збільшення піку, зумовленого мідь-тіолатними комплексами (D_{260}/D_{230}) [2] при дії міді. При дії 2 ГДК металів в цих білках спостерігаються зміни, пов'язані зі станом іонізації функціональних груп (D_{245}/D_{295}) та зменшенням плеча (D_{215}/D_{230}). За більшістю параметрів відзначена подібність дії на НТБ між міддю і цинком та манганом і свинцем.

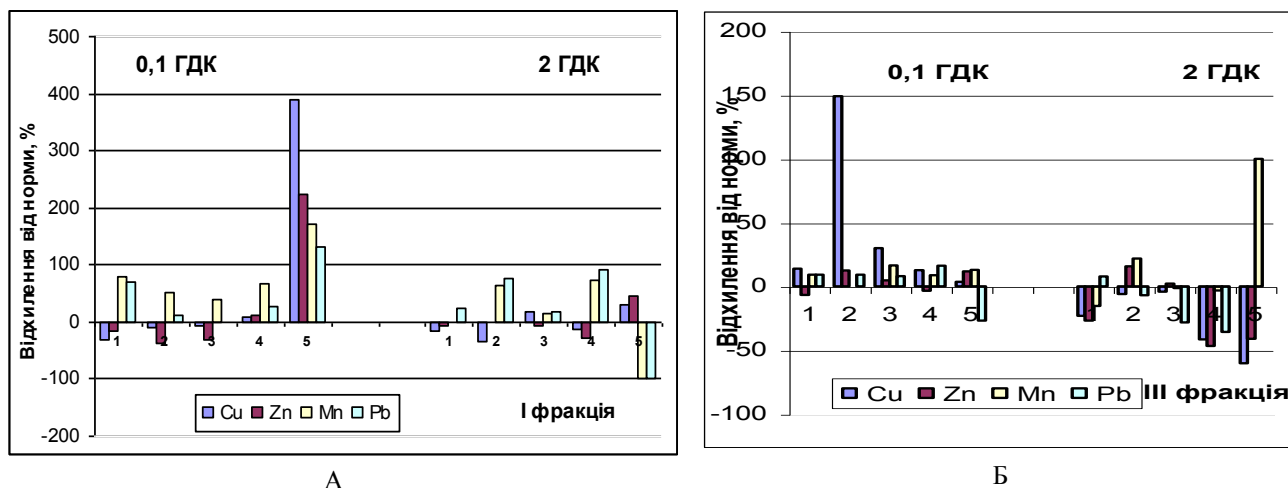


Рис. Характеристики УФ-спектрів фракцій низькомолекулярних термостабільних білків гепатопанкреасу коропа при дії важких металів: 1 — D_{215}/D_{230} , 2 — D_{260}/D_{230} , 3- D_{254}/D_{280} , 4 — D_{245}/D_{295} , 5 — вміст металу.

За сумою ознак можна зробити висновок, що індивідуальний вплив досліджуваних металів на організм відображається станом НТБ I фракції. Зменшення акумулюючої здатності МТ і зміна параметрів їх УФ-спектру свідчать про високий рівень (2 ГДК) забруднення водою іонами важких металів.

ЛІТЕРАТУРА

1. Бурдин К. С., Полякова Е. Е. Металлотіонеїни, їх строение и функция // Усп. совр. биол. — 1987. — Т. 103, № 3. — С. 390-400.
2. Коновалов Ю. Д. Захист організму риб від пошкоджуючої дії іонів ртуті, кадмію, міді і цинку зв'язуючими їх металотіонеїнами та хелатами // Доп. НАН України. — 2000. — № 6. — С. 199-203.
3. Линник П. Н., Набиванец Б. И. Формы миграции металлов в пресных поверхностных водах. — Л.: Гидрометеиздат, 1986. — 270 с.
4. Столяр О. Б., Хоменчук В. О., Арсан В. О., Грубінко В. В. Роль низькомолекулярних сірковмісних сполук гепатопанкреасу коропа у зв'язуванні іонів міді // Доп. НАН України. — 2001. — № 3. — С. 198-203.
5. Olsson P.E., Zafarullah M., Gedamu Z. A role of metallothionein in zinc regulation after estradiol induction of vitellogenin synthesis in rainbow trout, *Salmo gairdneri* // Biochem J. — 1989. — Vol. 297. — P. 555–559.

УДК 574. 632: 628. 3

И.Ю. Суворова

Одесский национальный университет им. И. И. Мечникова, г. Одесса

ВЛИЯНИЕ БЕНЗИНА И ДИЗЕЛЬНОГО ТОПЛИВА НА ВЕГЕТАТИВНУЮ ФОРМУ (СЦИФИСТОМУ) *AURELIA AURITA* (L.)

Загрязнение Мирового океана нефтью и нефтепродуктами — глобальная экологическая проблема современности. Многие авторы [2,5] говорят о токсичности различных фракций нефти для гидробионтов. При этом наиболее токсичными считаются тяжелые фракции, содержание которых увеличивается в воде со временем [4]. Выявить опасность нефти и нефтепродуктов для живых организмов можно с использованием специальных биологических методов. Именно с помощью биотестирования можно оценить степень токсичности воды. В качестве стандартных тест-объектов преимущественно предлагают использовать планктонные формы [4,5]. Однако многие планктонные организмы имеют в жизненном цикле и прикрепленную стадию. На этой стадии животные в течение длительного периода (например, зимы) не могут избежать отрицательного воздействия окружающей среды (в том числе и действия токсикантов) и оказываются очень чувствительными. Таким организмом является сцифоидная медуза *Aurelia aurita*. Жизненный цикл аурелии заключается в чередовании полового и вегетативного поколений. Полипы, называемые сцифистомами, размножаются почкованием, причем возникают молодые полипы.

Но главный процесс, совершающийся со сцифистой — стробилиция. Полип делится путем ряда поперечных перетяжек пока не получится подобие стопки наложенных друг на друга тарелок, соединенных центральным стволом. На этой стадии развития полип называется стробилой. А образовавшиеся диски представляют собой молодых медуз, расположенных вогнутыми сторонами их зонтиков вверх [1].

Целью исследований было изучение влияния продуктов переработки нефти (бензина с октановым числом 80 и дизельного топлива) на водные организмы в условиях хронического эксперимента.

В качестве тест-объекта выбрали сцифоидную медузу (тип Coelenterata, класс Scyphozoa) — аурелию (*Aurelia aurita*), которая является обычным массовым видом Черного моря [3]. Эксперименты проводили с полипами медуз *A. aurita*. Для получения исходного материала для экспериментов в сентябре 2000 г. в море отловили несколько самок и поместили их в лабораторные аквариумы, где создали необходимые условия для размножения. В дальнейшем в работе использовали медуз на стадии сцифистомы. Эксперименты ставили в стеклянных цилиндрах, емкостью 0,5 л, куда помещали по десять полипов. Нефтепродукты вносили в сосуды однократно, с помощью микропипетки. Создавали исходную концентрацию бензина АИ-80 1мл/л и дизельного топлива 1мл/л. Продолжительность опыта составляла 28 суток, вода в аквариумах не менялась, а находящиеся в них нефтепродукты подвергались естественным изменениям. Примерно такие же изменения должны происходить и в природных условиях при однократном попадании нефтепродуктов в морскую воду. Контрольную пробу ставили без внесения нефтепродуктов. Регулярно наблюдали за поведением подопытных животных, отмечали время их гибели. В качестве корма использовали науплий *Artemia salina* (L.) из расчета 10 науплий на одну сцифистому. Корм вносили каждые трое суток.

В первые сутки эксперимента гибель объектов не зафиксирована. Однако отмечена реакция на присутствие в воде бензина — полипы втягивали щупальца и округлялись. Присутствие дизельного топлива не сказывалось на объектах в течение данного времени. Отмечали активное питание подопытных животных.

В контроле сцифистомы активно питались, через несколько суток был отмечен процесс почкования (образование новых сцифистом). Через 7 суток с начала опыта количество полипов в контроле увеличилось в 1,3 раза, через 14 и 28 суток в 1,9 и 2,2 раза соответственно. После 20 суток с начала эксперимента в контроле началась стробилиция.

Длительное воздействие нефтепродуктов оказывало негативное влияние на полипов *A. aurita*. Токсическое действие бензина проявлялось быстрее по времени, чем дизельного топлива. Несмотря на то, что в первые несколько суток опыта животные активно питались, процесс почкования не наступал (в эксперименте с бензином) или наступал (в эксперименте с дизельным топливом), но проходил не так активно как в контроле. Более того, в опыте с бензином на 7 сутки с начала эксперимента было отмечено снижение выживаемости полипов по сравнению с контролем. Через 7 суток выживаемость сцифистом составляла 76,5%, через 14 и 28 суток — 48,1 и 4,3% соответственно.

Несколько иную картину наблюдали в опыте с дизельным топливом. Через 7 суток с начала эксперимента в результате почкования количество особей увеличилось в 1,1 раза (но это меньше, чем в контроле), и далее процесс размножения прекратился. На 14 сутки количество животных в опыте оставалось прежним и по сравнению с контролем составило 62,9%, а затем была отмечена гибель особей. На 18, 23 и 28 сутки выживаемость полипов в эксперименте с дизельным топливом составила 57,1; 31,5 и 7,6% соответственно. Кроме того, в обоих вариантах опыта не было отмечено образование стробил.

В результате эксперимента была определена последовательность реакций полипов на присутствие в воде токсиканта, заканчивающаяся гибелью организма:

1. Щупальца полипов укорачивались, съеживались. Сами сцифистомы округлялись, принимали шарообразную форму и вскоре после этого переставали питаться.

2. У шарообразного полипа возникало отверстие на нижнем полюсе, и ослаблялось прикрепление организма ко дну аквариума (в этот период при легком покачивании цилиндра сцифистомы отрывались от субстрата).

3. Края шарообразного полипа “оплавлились”, он терял форму и рассыпался (наступала гибель организма).

Таким образом, в хроническом эксперименте выявлено, что даже небольшое (1 мл/л), но постоянно присутствующее в воде количество нефтепродуктов сокращает продолжительность жизни сцифистом *Aurelia aurita*, снижает ее способность к бесполому размножению. Полипы, представляющие собой вегетативное поколение медуз, ведут прикрепленный образ жизни. Обитая в участках моря с повышенным уровнем нефтепродуктов, например, в акваториях порта, сцифистомы подвергаются длительному (в течение всего зимнего сезона) воздействию токсиканта. А в результате гибели вегетативных форм теряется и половое (медузоидное) поколение. Это является важным, так как

сцифистомы *A. aurita* оказались чувствительными к действию токсиканта и могут предлагаться в качестве нового объекта для морского биотестирования.

ЛИТЕРАТУРА

1. Догель В. А. Зоология беспозвоночных: Учебник для ун-тов. — М.: Высшая школа, 1975. — 560 с.
2. Миронов О. Г. Биологические проблемы нефтяного загрязнения морей // Гидробиол. журн. — 2000. — Т. 36, № 1. — С. 82-96.
3. Определитель фауны Черного и Азовского морей: В 3-х т. — К.: Наук. думка, 1968. — Т. 1: Свободноживущие беспозвоночные. — 440 с.
4. Ратушняк А. А., Андреева М. Г., Латыпова В. З., Гарипова Л. Г. Токсическое действие нефти и продуктов ее переработки на *Daphnia magna* Straus // Гидробиол. журн. — 2000. — Т. 36, № 6. — С. 92-101.
5. Batten S. D., Allen R. J. S., Wotton C. O. M. The effects of the Sea Empress oil spill on the plankton of the southern Irish Sea // Mar. Pollut. Bull. — 1998. — Vol. 36, № 10. — P. 764-774.

УДК [574 (477. 51)]

О.Є. Усов

Чернігівський державний педагогічний університет імені Т. Г. Шевченка, м. Чернігів

ГІДРОХІМІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА р. СТРИЖЕНЬ

Об'єктом наших досліджень була р. Стрижень (довжина 24 км), яка протікає в Чернігівській області і перетинаючи центральну частину міста Чернігова знижується в Десну. Довжина русла річки в межах міста — 10 км, на нього призначається основне антропогенне навантаження. Основними джерелами забруднення річки на сучасному етапі є скидання зливових вод з урбанізованих територій, площинний злив з сільськогосподарських угідь, розорювання та ведення сільськогосподарських робіт у заплаві річки, інтенсивне забруднення річки побутовим сміттям в нижній течії.

Нами визначено 4 контрольні точки відбору проб і проведенню гідрохімічних та гідробіологічних досліджень. Наводимо їх коротку характеристику. Точка 1 (Т. 1) знаходиться в районі с. Полуботки Чернігівського району біля мосту через р. Стрижень (верхня течія). Точка 2 (Т. 2) знаходиться біля с. Півці, в р-ні об'їзної дороги, точка 3 (Т. 3) знаходиться в межах ставка урочища "Ялівщина" (середня течія). Точка 4 (Т. 4) знаходиться біля мосту по вул. Свердлова (нижня течія).

Проведений аналіз гідрохімічного режиму р. Стрижень вказує на евтрофікацію її екосистем, значний негативний вплив основних джерел забруднення (у верхній течії — поверхневий стік з сільськогосподарських угідь, в нижній — з урбанізованих територій), так в Т. 1 та Т. 4, відмічається незадовільний кисневий режим та значне забруднення біогенними речовинами, зокрема фосфатами та неорганічними сполуками азоту. Негативний вплив поверхневого зливу з територій міста крім цього підтверджується зростанням вмісту нафтопродуктів в нижній течії, та більш стійкими до окиснення органічними речовинами в Т. 4. Контрольні точки 2 і 3 мають кращий гідрохімічний режим, але внаслідок інтенсивного "цвітіння" води відбувається зростання вмісту органічних речовин в теплий період року (на це вказує підвищення хімічного споживання кисню, біологічного споживання кисню (5), перманганат на окисність), яке може негативно відбиватися в майбутньому, зокрема проявлятися в інтенсивному мулоутворенні з усім комплексом наслідків цього.

Як один із показників рівня забрудненості води обчислювали відношення концентрації певного гідрохімічного показника до його гранично допустимої концентрації (ГДК), яка встановлена для загального рибогосподарського водокористування. Перевищення гранично допустимих концентрацій вмісту фосфат-іонів, амонійних іонів, розчиненого кисню та нітрит-іонів найбільш характерні для Т. 1, Т. 4, перевищення ГДК вмісту заліза відмічено у всіх контрольних точках, вміст нітрат-іонів був нижчим за їх ГДК, виявлені значні перевищення ГДК вмісту нафтопродуктів в контрольних точках Т. 2 — Т. 4, з максимумом в Т. 4 (36,8 ГДК).

Склад та властивості донних відкладень є відображенням всієї сукупності біологічних, хімічних і фізичних процесів, що відбуваються у водоймі. Рівень вмісту важких металів в донних відкладеннях водойм є важливим показником їх антропогенного забруднення.

Вміст важких металів (Cd^{2+} , Pb^{2+} , Zn^{2+} , Co^{2+} , Cu^{2+}) в донних відкладеннях контрольних точок має спільну тенденцію, яка є відображенням інтенсивності та характеру антропогенного навантаження. Так, найменші величини концентрацій важких металів були відмічені в Т. 1 і Т. 3; в Т. 2 спостерігається збільшення вмісту важких металів в 1,5-2,5 рази порівняно з Т. 1, Т. 3. В Т. 4 спостерігається "стрибок" вмісту важких металів: порівняно з Т. 3 концентрація кобальту зросла майже в 4 рази, кадмію — в 5 разів,

концентрація свинцю і міді збільшилась приблизно в 17 разів, а вміст цинку збільшився майже в 21 раз. "Стрибок" вмісту важких металів в Т. 4 відображує, на наш погляд, негативних вплив поверхневого стоку з вулиць та територій підприємств міста.

З метою визначення впливу донних відкладень на якість води р. Стрижень (на кисневий режим, можливість вторинного забруднення біогенними речовинами та важкими металами) вважаємо за доцільне подальші проведення досліджень в цьому напрямку.

Базуючись на аналізі сучасного стану річки та джерел забруднення можна прогнозувати подальше погіршення екологічного стану річки та деградацію її екосистем, яка може проявитися в збідненні видового складу біоти річки, збільшенні її евтрофікації і подальшому накопиченню відкладів мулу, які можуть виступати джерелом вторинного забруднення.

УДК 577.41: 597.554.3

В.О. Хоменчук, В.В. Грубінко

Тернопільський державний педагогічний університет ім. Володимира Гнатюка, м. Тернопіль

КІНЕТИКА ПОГЛИНАННЯ ІОНІВ МІДІ ЗЯБРАМИ КОРОПА В УМОВАХ IN VITRO

Сьогодні добре вивчено такі аспекти впливу важких металів на організми як тканинні особливості їх накопичення, внутрішні та зовнішні чинники проникнення у клітини, метаболічні порушення, які спричиняються даними токсикантами. Разом з тим механізми проникнення важких металів досліджено недостатньо, хоча існує багато різноманітних моделей та гіпотез, які досить по різному підходять до пояснення механізмів надходження токсикантів [4,6]. Тому, досить актуальними є питання про те, який тип транспорту використовується при проникненні важких металів в організм — звичайна дифузія чи опосередкований перенос, кількісної характеристики енерговитрат процесів проникнення та детоксикації, які математичні моделі є найоптимальнішими для вивчення трансформації важких металів.

Матеріали та методи досліджень

Вивчали концентраційну (0,01 мг/л, 0,05 мг/л, 0,1 мг/л, 0,15 мг/л та 0,2 мг/л), часову (1 хв, 5 хв, 15 хв, 30 хв та 60 хв) та температурну (5°C, 12°C, 18°C та 25°C) модуляцію проникнення іонів міді ізольованими зябрами коропа лускатого. Іони міді вносили в вигляді сульфату. Як інкубаційне середовище використано розчин Рінгера для холоднокровних — NaCl (129,6 мМ), CaCl₂ (1,8 мМ), NaHCO₃ (2,5 мМ), KCl (2,7 мМ), H₂O. Співвідношення маси тканини до об'єму досліджуваного розчину становило 1:10. Після інкубації зябра промивали 2-3 рази чистим розчином Рінгера. Вміст міді визначали методом атомно-адсорбційної спектроскопометрії на С-115, попередньо спаливши тканини в перегнаній концентрованій азотній кислоті в співвідношенні 1:5 (маса:об'єм). Концентрацію металу в тканинах перераховували на кількість білку, рівень якого визначали за методом Лоурі [5]. Отримані результати опрацьовували статистично [2]. Величини константи Міхаеліса (K_м) і максимальної швидкості реакції (V_{max}) були розраховані графічно методом подвійних зворотних величин. Енергію активації (E_{акт}) визначали з допомогою графічного способу Ареніуса [1].

Результати і обговорення

Аналіз концентраційної залежності поглинання йонів міді і в зябрових клітинах і в еритроцитах крові вказує на наявність ефекту насичення поглинання і в зябрах і в еритроцитах на рівні 0,1 мг/л (рис. 1). За фазою насичення настає фаза пригнічення. Такий тип кінетичних кривих говорить про участь мембранних структурах у поглинанні Cu²⁺. Методом подвійних зворотних величин було встановлено, що константа Міхаеліса становить 0,33 мкмоль⁻¹, а максимальна швидкість реакції 0,083 нмоль·мг⁻¹ білка·хв⁻¹ (рис. 2) Це вказує на досить високу спорідненість мембранних переносників до іонів міді, в той час як максимальна швидкість надходження металу є порівняно низькою. Можливо, транспорт здійснюється через йонні канали, діяльність яких або вичерпується енергетично, або йони міді насичують їх шляхом зв'язування вільними — SH-групами інтегральних білків. Це вказує на дифузний характер проникнення Cu²⁺, однак, регульований структурно-функціональною активністю мембран.

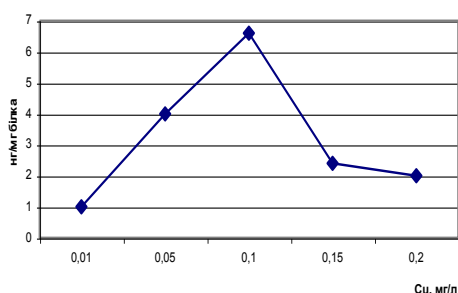


Рис.1. Швидкість поглинання іонів міді зябрами коропа in vitro залежно від її концентрації (18 °С, 30 хв)

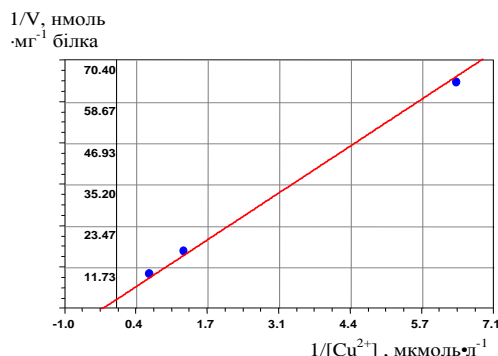


Рис. 2. Поглинання іонів Cu²⁺ ізолюваними зябрами коропа в системі координат Лайнуівера-Берка

При аналізі залежності поглинання від температури (Рис. 3), звертає увагу на себе високий рівень поглинання йонів міді при низьких (до 12°C) температурах. Очевидно в даному випадку проявляється основна характеристика, встановлена для ферментів різних тварин — зниження спорідненості ферменту до субстрату при підвищенні температури. Екологічна обумовленість даного процесу проявляється в тому, що мінімальне значення K_m спостерігається при температурі, що відповідає нижній межі існування [3]. Одночасно поглинання при 18°C, оптимальній температурі для риби, є мінімальним. Енергія активації, розрахована графічно, становить 4,9 кДж/моль. Отримані результати свідчать про різні механізми транспорту Cu²⁺ при різних температурах. Щодо низьких і високих температур, то відомо, що вони викликають просторову модифікацію мембранних ліпідів, що, очевидно, сприяє більшій проникності мембран для йонів міді. Стабільність мембран при оптимальній температурі, очевидно, є фактором їх захищеності від токсиканту.

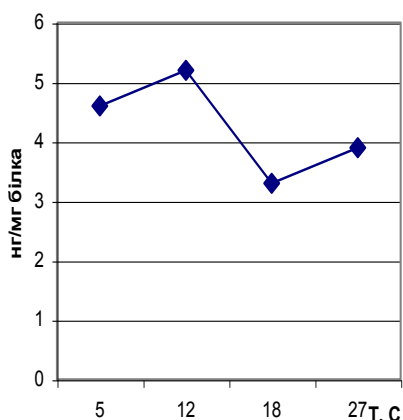


Рис.3. Накопичення іонів міді зябрами коропа in vitro залежно від температури (30 хв, 0,125 мг/л)

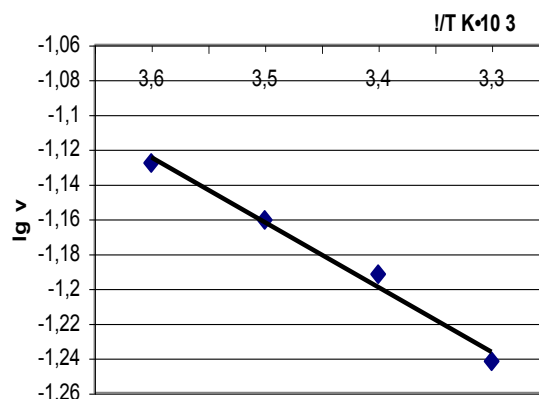


Рис.4. Графік Арреніуса для накопичення іонів міді зябрами

Математична обробка даних залежності поглинання зябрами міді від часу показує, що основна частина металу проникає в клітину за 1 хвилину інкубації. В подальшому процес поглинання сповільнюється і носить лінійний характер. Можна припустити, що при збільшенні часового діапазону пройде або вирівнювання градієнтів концентрації з обох боків мембрани, або активуватимуться адаптивні механізми регуляції вмісту металу в клітині.

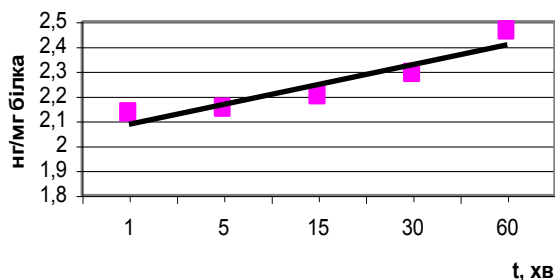


Рис. 5. Накопичення іонів міді зябрами коропів *in vitro* в часовому градієнті (18° С, 0,125 мг/л)

В загальному можна відмітити високу спорідненість іонів міді до мембранних структур зябер і процес поглинання іонів міді починається при близьких до нуля концентраціях. При підвищенні концентрації металу чи збільшенні часу інкубації проходить сповільнення процесу трансформації іонів міді, виходячи з чого можна сказати, що транспорт іонів міді через зябра походить опосередкованим шляхом. При цьому енергетичні аспекти даного процесу потребують більш детального вивчення.

ЛІТЕРАТУРА

1. Диксон М., Уэбб Э. Ферменты. — М.: Мир, 1982. — Т. 1. — 392 с.
2. Лакин Г.Ф. Биометрия: Учебное пособие для биол. спец. вузов. 4-е изд., перераб. и доп. — М.: Высш. шк., 1990. — 352 с.
3. Мур Дж., Рамамурти С. Тяжелые металлы в природных водах. — М.: Мир, 1987. — 265 с.
4. Barron, M.G., Stehly, G.R., Hayton, W.L. Pharmacokinetic modeling in aquatic animals. I Models and concepts // *Aquat. Toxicol.* — 1990. — Vol. 18. — P. 61–86.
5. Loury O. H., Rosebrough H. J., Farr A. L., Randall R. J. Protein measurement with the Folin phenol reagent // *J. Biol. Chem.* — 1951. — Vol. 191, № 1. — P. 265 — 275.
6. Yang R., Thurston V., Neuman J., Randall D. J.A physiological model to predict xenobiotic concentration in fish // *Aquatic Toxicology.* — 2000. — Vol. 48. — P. 109-117.

УДК 574. 64 (282. 247. 32)

Т.Н. Шаповал, И.Г. Кукля

Институт гидробиологии НАН Украины, г. Киев

СОДЕРЖАНИЕ НЕФТЕПРОДУКТОВ В ВОДЕ И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ ДНЕПРОВСКИХ ВОДОХРАНИЛИЩ

Среди многочисленных загрязнителей водных экосистем особое место занимают нефть и нефтепродукты. При наличии этих веществ выше определенных концентраций (рыбохозяйственная ПДК равняется 0,3 мг/л) угнетается жизнедеятельность гидробионтов и ухудшается качество воды.

Источником загрязнения нефтью и нефтепродуктами являются сточные воды с нефтепромыслов и нефтеперерабатывающих заводов, водный транспорт, нефтебазы, выбрасывающие большие объемы сточных вод, содержащих высокие концентрации загрязнителя, дождевые воды, смывающие их с территории населенных пунктов, машиностроительных, металлообрабатывающих и других предприятий. В аварийных ситуациях нефть может поступать непосредственно из нефтепроводов, нефтеналивных барж и танкеров. Около 40 % нефтепродуктов, которые попадают в водохранилища, остаются в виде эмульсии, столько же оседает на дно и 20 % образует на поверхности пленку. Покрывая поверхность воды, тяжелые фракции и эмульсия нефти затрудняют движение, дыхание и питание мелких гидробионтов, а также оказывают губительное воздействие на нестойкие организмы, включающие преимущественно гидробионтов, находящихся на ранних стадиях онтогенеза.

Углеводороды, растворенные в воде, проникая в листья и стебли растений могут нарушать строение межклеточных мембран, которые регулируют процессы, связанные с обменом веществ, а также легко достигают незащищенных поверхностей водных животных (эпителий жабер рыб).

Нефтепродукты, которые осели в донных отложениях, отсекают флору и фауну дна от другой части водохранилища и становятся причиной “вторичного” загрязнения воды. Следует отметить, что тяжелые фракции нефти и тяжелые нефтепродукты не обладают сильным действием на организм, однако

они значительно ухудшают свойства донных отложений, затрудняя газо- и водообмен. Эти вещества очень стойкие и могут сохраняться в грунтах на протяжении длительного времени (годы, десятки лет). [1]

Следует отметить, что токсическое действие нефти и нефтепродуктов для разных видов гидробионтов проявляется при концентрациях 10^{-3} - 10^{-6} мг/л.

Исследования содержания нефтепродуктов в воде и донных отложениях водохранилищ Днепровского каскада проводились в течении 1992-1993 годов.

Содержание нефтепродуктов устанавливали ИК-спектрофотометрическим методом [2,3]. Метод базируется на экстракции нефтепродуктов четыреххлористым углеродом, высушивании экстрактов прокаленным сульфатом натрия, удалением полярных соединений оксидом алюминия и измерением оптической плотности при 2926 см^{-1} на спектрофотометре "Srescord 771R".

Полученные данные показывают, что содержание нефтепродуктов в воде и донных отложениях разных участков водохранилищ Днепра колеблется в зависимости от места отбора проб.

Запорожское водохранилище. В результате исследований установлено, что вода и донные отложения водохранилища характеризуются наиболее высокими уровнями нефтепродуктов (табл. 2). Их величина превышает ПДК в 10 — 100 раз. Особенно следует отметить район водохранилища в пределах г. Запорожья.

Таблица 1

Содержание нефтепродуктов в воде (В, мг/л) и донных отложениях (ДО, мг/кг сухого веса) Днепродзержинского водохранилища

№	Место отбора проб	1992		1993	
		В	ДО	В	ДО
1.	г. Комсомольск	0,462	—	0,258	28,756
2.	траверз р. Ворскла	0,601	-	0,405	34,769
3.	приплотинный участок	0,259	-	0,328	30,962

Таблица 2

Содержание нефтепродуктов в воде (В, мг/л) и донных отложениях (ДО, мг/кг сух. веса) Запорожского водохранилища

№	Место отбора проб	1992		1993	
		В	ДО	В	ДО
1.	ниже г. Днепродзержинска	0,284	-	3,039	49,791
2.	с. Первомайское	0,363	-	2,557	198,254
3.	г. Запорожье	0,643	-	10,708	915,284
4.	выше г. Запорожье	0,456	-	2,785	218,345

Таблица 3

Содержание нефтепродуктов в воде (В, мг/л) и донных отложениях (ДО, мг/кг сухого веса) Каховского водохранилища

№	Место отбора проб	1992		1993	
		В	ДО	В	ДО
1.	р. Мокрая Московка	30,820	7818,50	28,170 0	8140,40
2.	Лысяя гора	0,345	23,774	-	-
3.	Разумовка	0,204	31,274	-	-
4.	траверз с. Беленькое	0,327	35,075	-	-
5.	разрез Беленькое	0,711	127,314	0,218	103,564
6.	сброс ТЭС	0,298	133,718	-	-
7.	затока Водяное	0,423	53,099	-	-
8.	траверз Запорожской АЭС	0,248	117,616	0,229	109,854
9.	ниже г. Никополя	0,407	135,484	-	-
10.	буй 039	0,484	79,963	-	-
11.	Рогачинская затока, вход	0,224	31,507	-	-
12.	Бабино	0,304	113,494	-	-
13.	Нововоронцовка	0,216	35,591	-	-
14.	Большая Лепетиха	0,476	64,692	-	-
15.	середина между балкой Мыловое Колено и Горностаевкой	0,260	82,614	-	-

Высокая степень загрязнения воды и донных отложений в данном регионе свидетельствует о значительном и стабильном поступлении этих веществ в водохранилище с территории самого города.

Днепродзержинское водохранилище. Превышение ПДК нефтепродуктов в воде этого водохранилища в 1,5 — 2 раза отмечено во всех исследуемых точках (табл. 1).

Каховское водохранилище. Следует подчеркнуть, что наименьшее количество нефтепродуктов было выявлено в воде Каховского водохранилища, взятой во всех исследуемых точках, кроме р. Мокрая Московка, где содержание их превысило ПДК в 100 раз (табл. 3). Что касается картины содержания

нефтепродуктов в донних отложениях исследуемых водохранилищ Днепра, то она почти напоминает картину их уровня в воде. Особенно высоким содержанием рассматриваемого загрязнителя характеризуются донные отложения Запорожского водохранилища, несколько меньше нефтепродуктов аккумуляровалось в донных отложениях Днепродзержинского и Каховского водохранилищ.

Анализ полученных данных свидетельствует, что содержание нефтепродуктов в воде днепровских водохранилищ в большинстве случаев превышает рыбохозяйственные ПДК. Наиболее загрязнены нефтепродуктами вода и донные отложения Днепродзержинского и Запорожского водохранилищ.

ЛИТЕРАТУРА

1. Методы определения нефти и нефтепродуктов и их влияние на водную экосистему. (Методическая разработка). — М., 1990. — 41 с.
2. Временные методические рекомендации по контролю загрязнения почв / Под ред. С. Г. Малахова. — М.: Гидрометеониздат, 1984. — 29 с.
3. Лурье Ю. Ю. Аналитическая химия промышленных сточных вод. — М.: Химия, 1984. — 447 с.

УДК 574. 64: 597

Т.С. Шаромок¹, Н.І. Безкровна¹, А.І. Дворецький¹, М.А. Сидоров²

¹Дніпропетровський національний університет; ²Інститут рибного господарства УААН, м. Київ

ОЦІНКА ЯКОСТІ ТОВАРНОЇ РИБНОЇ ПРОДУКЦІЇ (ЗА РІВНЕМ ВМІСТУ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ) ЗА УМОВ ВИРОЩУВАННЯ У ТАРОМСЬКОМУ РИБНОМУ ГОСПОДАРСТВІ

Серед різного роду забруднювачів водного середовища найбільш небезпечними для гідробіонтів та людини є важкі метали, які включаються у цикл міграції та поступово накопичуються у різних компонентах екосистеми ставків, у тому числі і в рибі. Навіть у порівняно малих концентраціях вони можуть сприяти токсичній дії. Тому риба, як харчовий продукт, може бути важливою ланкою у передачі важких металів та інших токсичних речовин людині по трофічному ланцюгу.

Метою наших досліджень було проведення контролю за рівнем вмісту 5 важких металів (кадмію, міді, цинку, заліза та свинцю) у водному середовищі та товарній рибній продукції Таромського рибного господарства Дніпропетровської області. Визначали (з квітня по жовтень 2000 р.) кількість металів у воді, яка надходила у нагульний ставок з р. Дніпро, та у скидній воді з ставка, а також у тушках коропа та білого товстолоба. Вміст важких металів у пробах визначали на атомно-абсорбційному спектрофотометрі С — 115, Н — 1 після їх сухого озолування. Забруднення води і риби металами оцінювали шляхом порівняння одержаних даних з гранично допустимими концентраціями (ГДК), які встановлені для води рибогосподарських водойм /2/ та для риби як харчового продукту /1/.

Аналіз води із р. Дніпро на кількісний вміст важких металів свідчить, що в літній період кількість свинцю, міді, заліза та кадмію у воді була у межах гранично допустимих норм. Між тим Протягом усього періоду спостережень відмічалось забруднення води джерела водопостачання цинком, кількість якого перевищувала ГДК у 2,7-2,9 рази. Крім того в осінній період вода, яка надходила до ставка, містила більше норми свинцю (у 1,5 рази) та заліза (у 1,7 рази).

За рахунок акумуляції частки важких металів у екосистемі нагульного ставка (планктон, вища водна рослинність, ґрунт, риба) скидна вода містила значно меншу кількість важких металів. Так, Протягом дослідного періоду кількість свинцю у воді, яка витікала з ставка, зменшувалась порівняно з водою джерела водопостачання на 48-66, міді — на 61-81, заліза — на 67-82, кадмію — на 44-100% та знаходилась у межах допустимих норм. Кількість же цинку у витікаючій воді зменшувалась менш за все (на 3,7-38 %) і перевищувала ГДК Протягом усього періоду вирощування у 1,8-2,6 рази.

Вміст важких металів у тушках коропа та білого товстолоба по закінченню вегетаційного сезону не перевищував ГДК для риби як харчового продукту ні по одному з досліджених металів. Коефіцієнти накопичення досліджених металів у тушках риб можна розташувати у наступний ряд за мірою зменшення:

- для коропа: Cu > Zn > Fe > Cd > Pb;
- для білого товстолоба: Cu > Fe > Zn > Cd > Pb.

Найбільш інтенсивно кумулювалась в тушках риб мідь, коефіцієнт накопичення якої дорівнював у коропа 642,5, у білого товстолоба — 436,2. Найменші коефіцієнти накопичення були встановлені для свинцю і складали 12,5 для коропа та 9,3 для білого товстолоба.

Отже, отримані результати свідчать про відсутність забруднення товарної рибної продукції коропа та білого товстолоба за умов вирощування у Таромському рибхозі у 2000 р. на такі важкі метали як кадмій, мідь, свинець, цинк та залізо.

Показано наявність постійного забруднення води джерела водопостачання (р. Дніпро) цинком (перевищення ГДК у 2,7 — 2,9 рази) та сезонного — свинцем та залізом (перевищення ГДК відповідно у 1,5 та 1,7 рази). Скидна вода містить значно менше важких металів, що свідчить про її самоочищення у екосистемі нагульного ставка.

ЛІТЕРАТУРА

1. Медико-биологические требования и санитарно-гигиенические нормы качества продовольственного сырья и пищевых продуктов. — М., 1990. — С. 35.
2. Сахаев В. Г., Щербицкий Б. В. Справочник по охране окружающей среды. — К., 1986. — 182 с.

УДК (574. 64: 581. 143): 595. 324

Э.П. Щербань, Н.А. Платонов

Институт гидробиологии НАН Украины, г. Киев

ТОКСИКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА УГЛЕАММОНИЙНОЙ СОЛИ И РЕГУЛЯТОРОВ РОСТА РАСТЕНИЙ МЕТОДОМ БИОТЕСТИРОВАНИЯ НА *C. AFFINIS*

В сельскохозяйственной практике наряду с различными химическими средствами защиты растений нашли широкое применение регуляторы роста растений (РРР), которые используются для предпосевной обработки семян многих сельскохозяйственных культур, а также для опрыскивания вегетирующих растений. Несмотря на то, что все РРР применяют, как правило, в очень низких нормах расхода, тем не менее они обладают потенциальной опасностью для теплокровных и окружающей среды. Их опасность определяется чрезвычайно высокой биологической активностью, значительным накоплением функциональных эффектов при длительном воздействии малых доз. РРР имеют широкую зону биологического действия, т. е. могут вызывать нежелательные эффекты не только при высоких, но и при низких уровнях воздействия. Поэтому представляется целесообразным (в общем комплексе токсикологической оценки регуляторов роста) исследовать и их токсичность для гидробионтов.

Стандартным тест-объектом для выявления и оценки токсичности различных веществ для водных организмов является *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg. Институтом биоорганической химии НАН Украины в качестве регуляторов роста растений были представлены три вещества (углеаммонийная соль (УАС), Триман-1 и Рост-3) для исследования их воздействия на ракообразных. Предоставленные вещества разные по своему химическому составу. Углеаммонийная соль представляет собой кристаллы белого, серого или розового цвета. Содержит 17% азота (20,5% аммиака) и 50% углекислого газа. Триман-1 — (аква-(N-оксид-2-метилпиридин)-марганец (II) хлорид) представляет собой кристаллы светло-серого цвета со слабым специфическим запахом. Рост-3 — соль 3-В оксиэтиламиносульфолана и пиколиновой кислоты. Мелко кристаллический порошок светло-желтого цвета.

Проведены острые и хронические опыты. В острых опытах главным критерием токсичности РРР была смертность, в хронических — количество потомства. Ниже приведена медианная летальная концентрация исследованных препаратов для молодежи цериодафний (табл. 1).

Таблица 1

ЛК₅₀ исследованных веществ для *C. affinis*, мг/л

Название вещества	Время, ч				
	24	48	72	96	120
УАС	150,5	113,5	98,7	92,5	84,4
Триман-1	144,4	62,6	52,9	40,4	40,4
Рост-3	1630,0	1570,0	1470,0	1420,0	1400,0

Как видно из табл. 1, ЛК₅₀ препаратов для цериодафний довольно высокие, а ЛК₅₀ Роста-3 — исчисляются граммовыми величинами. По принятой классификации исследованные препараты — практически нетоксичны.

Наблюдения за жизнедеятельностью рачков в хроническом эксперименте показали совершенно иную картину. На табл. 2 приведены средние показатели количества потомков *C. affinis*.

Таблица 2

Влияние разных концентраций УАС, Тримана-1 и Роста-3 на суммарное число потомков *C. affinis* (в % к контролю)

Название вещества	Концентрации, мг/л										
	0,0001	0,001	0,01	0,1	1,0	5,0	10,0	25,0	50,0	75,0	100,0
УАС	-	60,2	69,4	66,2	71,7	65,3	69,4	65,5	38,6	13,8	*
P, %	-	>99,9	>99,9	>99,9	>99,9	>99,9	>99,9	>99,9	>99,9	>99,9	*
Триман-1	-	81,7	88,3	82,4	79,2	68,2	67,1	17,6	*	*	*
P, %	-	= 90	= 67	>95	= 90	>95	>95	>99,9	*	*	*
Рост-3	49,7	84,5	92,8	93,0	120,0	-	114,4	-	139,6	-	115,8
P, %	>99,9	<95	<95	<95	>95	-	>95	-	>95	-	>95

* остролетальные концентрации

Как видно из табл. 2, суммарное количество потомков в опытах с УАС и Триманом-1 во всем диапазоне концентраций находилось ниже контроля. В опытах с УАС при 50-75 мг/л количество потомков составляло 38,6-13,8% от контроля. Такое снижение показателя связано с длительным периодом созревания рачков и низким количеством пометов и молоди в них. Кроме того, при этих концентрациях наблюдались многочисленные нарушения репродуктивной функции цериодафний. Наблюдалось отклонения в развитии гонад, яиц, эмбрионов, образование ложных эфиппиумов. При 75 мг/л УАС треть потомства от самок первых двух поколений составляли самцы, а у самок третьего поколения потомство на 50% состояло из самцов. В развитии яиц наблюдалось отсутствие яйцевой линьки. Происходило нарушение синхронности развития гонад и эмбрионов, что в конечном итоге приводило к гибели части потомства и снижению продуктивности вида. Обычно такие отклонения наблюдаются при воздействии многих пестицидов на ракообразных. При 0,001-25 мг/л УАС суммарное число потомков было ниже контроля на 30-40%. По-видимому, при высоких концентрациях УАС действует на рачков как пестициды.

Концентрации 50-75 мг/л Тримана-1 для цериодафний являлись остролетальными, 100% гибель рачков наблюдалась в течение 10 суток. Нарушалась функция пищеварения, размножения, резко угнетался рост рачков. При 25 мг/л суммарное количество потомков снижалось на 82,4%. Для этой концентрации характерна повышенная смертность молоди рачков, рождение большого количества самцов (54-100%). При 5-10 мг/л Тримана-1 количество потомков снижалось на 30%, что связано с задержкой созревания рачков и снижения числа пометов и молоди в них. Снижение количества потомства при 0,001-1,0 мг/л токсиканта связано с тем, что наблюдалось угнетение показателя плодовитости самок в I-II поколениях. В последующих поколениях наблюдалось выравнивание показателя. При работе с Триманом-1 в концентрациях 5, 10 и 25 мг/л отмечено очень интересное, на наш взгляд, явление. Наблюдалось ускоренное старение самок, причем не единичных особей, а большинства. После 1-2 пометов выводковые камеры самок сморщивались (усыхали), иногда после линьки они полностью исчезали, внешний вид рачков изменялся. Такое ускоренное и массовое старение рачков ранее никем не отмечалось ни в одной из работ, связанных с исследованиями неорганических и органических соединений.

Что же касается препарата Рост-3, то по своему действию на цериодафний он отличается от действия УАС и Тримана-1. Этот препарат имеет свойство присущее ранее изученным нами ростовым веществам, таким как ивин, потейтин, агростимулин и др. Как видно из табл. 2, суммарное число потомства при 50 мг/л было на 40% выше контроля. По-видимому, эту концентрацию можно отнести к стимулирующей плодовитость рачков. Суммарное число потомков было выше контроля и при 1,0; 10,0 и 100,0 мг/л препарата, но всего на 16-20%. Вместе с тем, при 0,0001 мг/л количество потомков было на 50% ниже контроля, при P>99,9%. На 15,5% было меньше потомства и при 0,001 мг/л препарата. Здесь явно присущ эффект инверсной токсичности. Следует также отметить, что во всем диапазоне концентраций самки продуцировали большое количество самцов, чем больше они давали потомства, тем большим был % самцов. При 50-100 мг/л самцы составляли 32,4-36,5% от потомства.

Таким образом, на основании результатов исследования видно, что все три препарата, несмотря на разную структуру, в конечном итоге дают один эффект, который выражается в снижении продуктивности ракообразных в большей или меньшей степени. Механизм действия препаратов, по-видимому, различен, хотя эффект — один.

УДК [577. 472 + 639. 3: 547. 466]

Б.В. Яковенко, О.Б. Мехед

Чернігівський державний педагогічний університет імені Т. Г. Шевченка, м. Чернігів

КОНЦЕНТРАЦІЯ ГЛІЦИНУ ТА ІНШИХ АМІНОКИСЛОТ У ВОДОЙМАХ

На основі досліджень, проведених в останні роки на різних видах риб, встановлено, що пул вільних амінокислот у цих пойкилотермних тварин відрізняється великою варіабельністю не тільки у порівнянні з теплокровними тваринами, а й між собою. Пул вільних амінокислот в м'язах морських та прісноводних риб різноманітний, але у переважній більшості домінуючою амінокислотою є гліцин. Аналогічна ситуація має місце й у коропа лускатого. Тому доречно провести аналіз літературних джерел щодо вмісту гліцину та інших амінокислот у водоймах світу.

Вивчаючи якісний склад органічної речовини вод Дніпровських водосховищ Єнакі [4] встановив, що склад вільних амінокислот у воді плесу Київського водосховища змінюється в межах 2,4-11,6 мкгN/л, а зв'язаних — 30,5-106,2 мкгN/л. На мілководних ділянках та в місцях накопичень фітопланктону склад вільних амінокислот сягає 31,2 мкгN/л. Автор вважає, що це, напевне, є результатом виділень цих сполук рослинними організмами протягом життя в період вегетації та розкладанням їх рештків. Багато авторів [1,2,3] показують, що протягом розвитку різних видів водоростей серед продуктів їх виділення завжди присутні вільні амінокислоти.

Значна кількість вільних амінокислот знаходиться в мулі на глибині 3 см [13] та в шарі води, що граничить з мулом [5]. Найбільш багатим є чорний мул, сухий лісовий ґрунт та чорнозем, де вміст вільних амінокислот досягає 0,38-0,68 мг на 100г мула. Соуден Ф. Ж. [12] визначив якісний склад підзолистого, сірого та темно-коричневого ґрунту і встановив, що всі вони в найбільшій кількості мають в своєму складі гліцин, аланін, глутамінову та аспарагінову кислоти. В підзолистому ґрунті вміст гліцину дорівнює 5,02%, в сірому ґрунті — 3,02%, в темно-коричневому — 3,76%. Тому шар води, що сполучається з мулом та ґрунтом треба розглядати як динамічну систему. Наявність вільних амінокислот в самому мулі та ґрунті і пограничному з ним шарі води є наслідком протеолітичної активності ґрунтів і донних відкладень.

Сумарна кількість вільних амінокислот у воді р. Воронеж у перерахунку на аміний нітроген гліцину змінюється від 9,0 до 41,6 мкг/л. При цьому максимум їх відмічається у літньо-осінній період (в середньому 26 мкгN/л) і взимку (17 мкгN/л), а мінімум (12 мкгN/л) під час паводка [6]. У перелічених вище роботах раннього періода, на жаль, не вказано якісний склад вільних амінокислот води, ґрунтів і донних відкладень. Однак, цілком можливо, що серед них була значна кількість найпростішої амінокислоти. Така точка зору підтверджується більш пізніми роботами інших дослідників. Так, серед вільних амінокислот у воді з місць штучного розведення осетрових, домінуючою амінокислотою після аспарагінової кислоти був гліцин, потім серин, треонін та лейцин [7].

Вивчення динаміки гліцину у двох різних прісноводних водоймищах України: Борщівського рибокомбінату Тернопільської області та "Водопостачаючого ставка Чернігівського рибозрозплідника [8] показали, що вміст гліцину в них коливається протягом року в широких межах: від 0,3 до 2,06 мкмоль/л у водоймищі Борщівського рибокомбінату та від 0,1 до 0,74 мкмоль/л у "Водопостачаючому ставку" Чернігівського рибозрозплідника. Але характерною особливістю в динаміці гліцину обох водоймищ є поява двох піків концентрації гліцину: меншого в червні і більшого в жовтні. Найменша кількість даної амінокислоти у водоймищах спостерігається в зимові місяці (січень та лютий).

Літературні дані свідчать про значну кількість вільних амінокислот, в тому числі і гліцину у морській воді. Зокрема встановлено, що у природній морській воді концентрація вільних амінокислот складає в середньому 2,06 мкмоль/л [10]. Дослідження, проведені в екваторіальних районах Тихого океану, Саргасовому морі та Біскайській затоці показали наявність вільних та зв'язаних (у вигляді білків та пептидів) амінокислот [9]. У водах Тихого океану та Саргасова моря вони знаходяться як в поверхневому шарі води на глибині від 2 до 6 м, так і по всій глибині до 2800 та 4500 м відповідно. У вказаних профілях глибини концентрація вільних амінокислот змінюється в середньому від 30 до 40 нмоль/л, а загальна концентрація сягає 120-180 нмоль/л. Характерним для цих районів є те, що в поверхневому шарі води на глибині 2-6 м дуже зростає концентрація зв'язаних амінокислот. Так, у водах Тихого океану вона збільшується до 480 нмоль/л, а у водах Біскайської затоки на відстані 6-13 км від берега на глибині 4-6 м від 500 до 700 нмоль/л. А на глибині 2-3 м в двохкілометровій зоні концентрація амінокислот сягає 1200 нмоль/л. Отже, у досліджуваних водах розчинені амінокислоти знаходяться переважно у вигляді білків та пептидів, а вільні складають незначну частину. Припускається, що

основним джерелом розчинених амінокислот є морські бактерії. На жаль, в даній роботі не наводиться якісний склад білків та пептидів, а також вільних амінокислот.

В іншій роботі [11], присвяченій вивченню амінокислотного складу води у порях дна моря Південно-Західної частини Атлантики, показано, що в цих місцях концентрація вільних амінокислот дуже висока. Вона сягає 95 ммоль/л. Характерним для вод пор морського дна цієї частини Атлантичного океана є високий вміст аланіну та гліцину, потім глутамінової кислоти і α -аміноглутамінової. Вказані амінокислоти складають 95% всіх вільних амінокислот. Найбільш високі їх концентрації виявлені як у водах пор так і поблизу межі розділу вода-відкладення. Виявлено також, що серед пор є такі ділянки, де у великій кількості присутній гліцин. Концентрація його в окремих місцях досягає 40 моль%. Наявність амінокислот у складі води пор морського дна та відкладеннях автори пов'язують з наявністю аеробних та факультативних анаеробних бактерій.

Наведені вище дані свідчать про значну кількість гліцину як в прісній так і в морській воді. Наявність його та інших амінокислот є результатом протеолітичної активності ґрунтів, мулу, придонних відкладень, відмирання мікро- та макрозоопланктону, а також виділень фітопланктону.

ЛІТЕРАТУРА

1. Алиев Б. С. Выделение водорослями органических веществ в окружающую среду // Микробиология. — 1934. — Т. 3, №4. — С. 34-36.
2. Горюнова С. В. Прижизненные выделения водорослей, их физиологическая роль и влияние на общий режим водоемов // Гидробиол. журн. — 1966. — Т. 2, № 4. — С. 80-88.
3. Горюнова С. В. Химический состав и прижизненные выделения синезеленой водоросли *Oscillatoria splendida*. — М.: АН СССР, 1950. — 157 с.
4. Енаки Г. А. О качественном составе органического вещества вод Днепровских водохранилищ // Гидробиол. журн. — 1972. — Т. 8, № 1. — С. 26-31.
5. Кузьменко М. И. Роль илов в развитии *Microcystis Aeruginosa* // Гидробиол. журн. — 1972. — Т. 8, № 1. — С. 38-43.
6. Содержание и динамика органических веществ в воде р. Воронеж/И. М. Розиноер, А. П. Сопрыкина, С. М. Поройская, Л.И. Бакина // Гидробиол. журн. — 1970. — Т. 6, №3. — С. 23-29.
7. Флерова Г. И., Селиванова Л. А. Содержание свободных аминокислот в воде из мест искусственного содержания осетровых // Сенсор. физиол. рыб. — Апатиты, 1984. — С. 75-77.
8. Яковенко Б. В., Грубинко В. В., Жиденко А. А., Явоненко А. Ф. Сезонная динамика глицина в водоемах и мышечной ткани карпа // Гидробиол. журн. — 1985. — № 6438-85 Ден. — 12 с.
9. Cindy L., Jeffrey L. Bada. Dissolved amino acids in the equatorial Pacific, the Sargasso Sea and Biscayne Bay // Limnol. and Oceanogr. — 1977. — Vol. 22, № 3. — P. 502-510.
10. Ferguson J. C. Fluxes of dissolved amino acids between sea water and Echinaster // Comp. Biochem. and Physiol. — 1980. — A 65, № 3. — P. 291-295.
11. Henriche S. M., Farrington J. W. Amino acids in interstitial waters of marine sediments: a comparison of results from varied sedimentary environments // Phys. and Chem. Earth. — 1979. — Vol.12. — P. 1135-1143.
12. Sowden F. J. Estimation of amino acids in soil Hydrolysates by the Noore and Stein Method // Soil Science. — 1965. — Vol. 80, № 3. — P. 43-45.
13. Uptake of amino acids by the mussel *Modiolus demissus*/Crove J., Dickson K., Otto S. et al // J. Exp. Zool. — 1977. — Vol. 202, № 3. — P. 322-323/

ЗМІСТ

ЗАГАЛЬНІ ПРОБЛЕМИ ГІДРОЕКОЛОГІЇ

<i>В.Д. Романенко</i> СТРАТЕГІЧНІ НАПРЯМИ ВОДНО-ЕКОЛОГІЧНОЇ ПОЛІТИКИ В УКРАЇНІ.....	3
<i>М.Ю. Євтушенко</i> ПІДСУМКИ ТА ЗАДАЧІ ІХТІОЛОГІЧНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ В УКРАЇНІ НА МЕЖІ СТОЛІТЬ	5
<i>Ю.П. Зайцев</i> ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПОТряСЕНИЯ В ЧЕРНОМ МОРЕ НА РУБЕЖЕ ТЫСЯЧЕЛЕТИЙ.....	7
<i>Э.З. Самышев</i> АНТАРКТИЧЕСКАЯ ЭКОСИСТЕМА: СОСТОЯНИЕ ИЗУЧЕННОСТИ (ОБЗОР), ИТОГИ И ЗАДАЧИ ГИДРОБИОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ УКРАИНЫ В АНТАРКТИКЕ	8

ВОДНІ РЕСУРСИ УКРАЇНИ, ЕКОЛОГІЧНІ ОСНОВИ ЇХ ЗБЕРЕЖЕННЯ, ОХОРОНА ТА ВИКОРИСТАННЯ

<i>Т.М. Бабенко, Ю.І. Онанко</i> РОЗВИТОК ГІДРОБІОЛОГІЧНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД В СИСТЕМІ ГІДРОМЕТСЛУЖБИ УКРАЇНИ	13
<i>В.І. Вишневецький</i> ВОДНІСТЬ РІЧОК УКРАЇНИ: ПРИРОДНІ І АНТРОПОГЕННІ ЧИННИКИ ВПЛИВУ	15
<i>І.І. Маслов, Т.В. Беліч, С.Е. Садогурський, С.А. Садогурська</i> ИСТОРИЯ И ОСНОВНЫЕ НАПРАВЛЕНИЯ ГИДРОБОТАНИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ В НИКИТСКОМ БОТАНИЧЕСКОМ САДУ	16
<i>В.А. Яременко, А.С. Макаров, В.В. Маляренко</i> СПОСОБЫ ЗАЩИТЫ ВОДНЫХ ГОРИЗОНТОВ МОРСКИХ АКВАТОРИЙ ПРИ БУРЕНИИ НЕФТЕГАЗОВЫХ СКВАЖИН НА ШЕЛЬФЕ.....	18

ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ВОД УКРАЇНИ. ПРІСНОВОДНІ ЕКОСИСТЕМИ

<i>В.Р. Алексієнко, В.М. Трохимець, В.В. Серебряков</i> НОВИЙ МЕТОД ДОСЛІДЖЕННЯ РОЗПОДІЛУ І ПОВЕДІНКИ ЗООПЛАНКТОНУ ТА МОЛОДІ РИБ НА МІЛКОВОДДЯХ.....	20
<i>О.М. Арсан, М.С. Щепець, Ю.М. Ситник</i> ГІДРОЕКОЛОГІЧНІ ПРОБЛЕМИ ВОДОЙМ КИЄВА	22
<i>Л.Є. Астахова</i> ВИДОВИЙ СКЛАД ТА ДЕЯКІ ЕКОЛОГІЧНІ ОСОБЛИВОСТІ СТАВКОВИКІВ (GASTROPODA, PULMONATA, LYMNÆIDAE) УКРАЇНСЬКОГО ПОЛІССЯ.....	23
<i>С.А. Афанасьєв</i> РУСЛОВЫЕ ПРОЦЕССЫ КАК ФАКТОР ИЗМЕНЕНИЯ СТРУКТУРЫ ДОННЫХ СООБЩЕСТВ В ГОРНЫХ РЕКАХ	25
<i>С.А. Афанасьєв, Ю.Ф. Громова, О.В. Мантурова, В.В. Трылис, Н.Г. Ткачук</i> АНАЛИЗ СОВРЕМЕННОЙ ГИДРОБИОЛОГИЧЕСКОЙ СИТУАЦИИ В РЕКАХ БАСЕЙНА ПРИПЯТИ	26
<i>С.А. Афанасьєв, Примак А.Б.</i> ПЛАНКТОННЫЕ И ДОННЫЕ ГРУППИРОВКИ БЕСПОЗВОНОЧНЫХ РЕК БАСЕЙНА ЗАПАДНОГО БУГА	28
<i>М.А. Берлінський, О.І. Іванов, Ю.Г. Карпезо</i> ДО ХАРАКТЕРИСТИКИ ФІТОПЛАНКТОНУ ТА МІКРОФІТОБЕНТОСУ ВОДОЙМ СУЛІНСЬКОГО ТА ГЕОРГІЄВСЬКОГО РУКАВІВ ДУНАЮ.....	30
<i>Е.Г. Бошко</i> О ЗАСЕЛЕННОСТИ МОЛЛЮСКОВ ВОДОЕМОВ УКРАИНЫ КОММЕНСАЛЬНЫМИ СИДЯЧИМИ КРУГОРЕСНИЧНЫМИ ИНФУЗОРИЯМИ	31
<i>Ю.Н. Воликов</i>	

АНТРОПОГЕННЫЕ ИЗМЕНЕНИЯ В СОСТАВЕ ДОННОЙ ФАУНЫ “КАСПИЙСКОГО” КОМПЛЕКСА МАКРОЗООБЕНТОСА ПРИДУНАЙСКИХ ВОДОЕМОВ.....	33
<i>Е.В. Волошкевич</i> СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ МАКРОЗООБЕНТОСАДЕЛЬТЫ КИЛИЙСКОГО ГИРЛА ДУНАЯ	34
<i>В.П. Гандзюра</i> ОЦІНКА СТАНУ ГІДРОЕКОСИСТЕМ ЗА ПРОДУКЦІЙНО-ЕНЕРГЕТИЧНИМИ ПАРАМЕТРАМИ БІОСИСТЕМ.....	37
<i>Л.Ф. Глуценко</i> ФИТОПЛАНКТОН ЛЕВОБЕРЕЖНЫХ ПРИТОКОВ р. ДНЕПР	40
<i>Л.Ф. Глуценко, О.Г. Васенко</i> ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ДНІПРОВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА І р. ДНІПРО В РАЙОНІ м. ЗАПОРІЖЖЯ ЗА РОЗВИТКОМ ФІТОПЛАНКТОНУ	41
<i>Л.Ф. Глуценко, А.Г. Васенко</i> ФИТОПЛАНКТОН КАК ПОКАЗАТЕЛЬ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ РЕК ВЕРХНЕГО ДНЕПРА НА ТЕРРИТОРИИ УКРАИНЫ	42
<i>Т.В. Головки, В.М. Якушин</i> СПОЖИВАННЯ БАКТЕРІАЛЬНИХ ХАРЧОВИХ РЕСУРСІВ ЗООПЛАНКТОНОМ У КАНІВСЬКОМУ ВОДОЙМИЩІ.....	43
<i>Л.В. Гулейкова</i> ВПЛИВ ПРИТОК НА РОЗВИТОК ЗООПЛАНКТОНУ Р. ДЕСНИ.....	45
<i>А.И. Дворецкий, Л.И. Цегельник, Т.А. Мурзина, А.С. Белоконь</i> СОВРЕМЕННОЕ ГИДРОЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ДНЕПРОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА ПРИ ВЛИЯНИИ АНТРОПОГЕННЫХ ФАКТОРОВ	49
<i>О.Я. Думич</i> СТРУКТУРНА (ЗА ЗООПЛАНКТОНОМ) ХАРАКТЕРИСТИКА ЕКОСИСТЕМИ СТАВІВ ГАЛИЧИНИ	50
<i>В.Н. Золотарев, Н.М. Шурова</i> ПРОДОЛЖИТЕЛЬНОСТЬ ЖИЗНИ ГИДРОБИОНТОВ КАК ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ ИНДИКАТОР	52
<i>О.Р. Иванець</i> ЕКОЛОГО-ФАУНІСТИЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА РОДУ <i>BRACHIONUS</i> (ROTATORIA) У ВОДОЙМАХ РІЗНОМАНІТНОГО ТИПУ	53
<i>Ю.Г. Карпезо, О.І. Иванов, Т.В. Давиденко</i> ФИТОПЛАНКТОН ТЕРНОПІЛЬСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА	55
<i>Ю.О. Карпенко</i> ЦЕНОРІЗНОМАНІТТЯ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ ПІВДЕННОГО СХОДУ ЛІВОБЕРЕЖНОГО ПОЛІССЯ.....	57
<i>Т.Н. Короткевич</i> ДИНАМИКА РАЗНООБРАЗИЯ ФИТОФИЛЬНЫХ БЕСПОЗВОНОЧНЫХ ВЕРХНЕЙ ЧАСТИ КАНЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА.....	58
<i>Е.М. Кочина</i> НОВЫЕ ПРЕДСТАВЛЕНИЯ О СБОРНОМ ХАРАКТЕРЕ ВИДОВ ЦИКЛОПИД РОДА <i>АСАНТОСУСЛОПС</i> (CRUSTACEA, COPPERODA)	60
<i>А.В. Курейшиевич</i> ОСОБЕННОСТИ ДИНАМИКИ СОДЕРЖАНИЯ ХЛОРОФИЛЛА <i>a</i> В ПЛАНКТОНЕ КАК ПОКАЗАТЕЛЬ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ	61
<i>Н.В. Майстрова</i> СТРУКТУРА ФИТОПЛАНКТОНУ КИЇВСЬКОЇ ДІЛЯНКИ КАНІВСЬКОГО ВОДОЙМИЩА.....	63
<i>О.В. Мантурова</i> ПРО ЗМІНИ В ФИТОПЛАНКТОНІ РІЧОК ЗАХІДНОГО РЕГІОНУ УКРАЇНИ ПРИ ТРАНЗИТІ ЧЕРЕЗ УРБАНІЗОВАНІ ТЕРИТОРІЇ.....	64
<i>С.Ф. Матчинська</i> СУЧАСНИЙ СТАН УГРУПОВАНЬ ОЛІГОХЕТ ВЕРХНЬОЇ ЧАСТИНИ КАНІВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА	66
<i>С.Ф. Матчинская, Ю.В. Плигин</i> БИОЛОГИЯ РАЗВИТИЯ ОЛИГОХЕТ КАНЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА (на примере <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> Claparede)	67
<i>С.Ф. Матчинская, Ю.В. Плигин</i> РАЗМНОЖЕНИЕ ДОМИНАНТНОГО ВИДА ОЛИГОХЕТ <i>Limnodrilus udekemianus</i> Clapare B КАНЕВСКОМ ВОДОХРАНИЛИЩЕ.....	69

<i>А.В. Махонина, Н.Н. Сазанова, Н.А. Сидоров</i> ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ВОДОЕМОВ КОМПЛЕКСНОГО НАЗНАЧЕНИЯ ЦЕНТРАЛЬНОЙ ЧАСТИ УКРАИНЫ	70
<i>В.П. Машина</i> МІКРОЗООБЕНТОС ВЕРХНЬОЇ ДІЛЯНКИ КАНІВСЬКОГО ВОДОЙМИЩА.....	71
<i>В.П. Машина, Л.П. Ярмошенко</i> ТРОФІЧНА СТРУКТУРА ВІЛЬНОЖИВУЧИХ НЕМАТОД ВЕРХНЬОЇ ДІЛЯНКИ КАНІВСЬКОГО ВОДОЙМИЩА	73
<i>В.И. Мединец, Т.В. Васильева, Е.И. Газетов, В.П. Герасимюк, М.М. Джуртубаев, С.Е. Дятлов, В.В. Заморов, Н.В. Ковалева, О.А. Ковтун, Ю.Н. Олейник, И.Д. Кичук, В.Н. Морозов, Ю.М. Деньга, Н.В. Дерезюк, В.Г. Соловьев, Л.Н. Полищук</i> РЕЗУЛЬТАТЫ ГИДРОЭКОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ ПРИДУНАЙСКИХ ОЗЕР ВЕСНОЙ И ЛЕТОМ 2000 ГОДА.....	74
<i>Г. Миничева, М.Н. Косенко</i> СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ И ТЕНДЕНЦИИ ДОЛГОВРЕМЕННОГО ИЗМЕНЕНИЯ ПОГРУЖЕННОЙ РАСТИТЕЛЬНОСТИ О. ЯЛПУГ.....	75
<i>Д.А. Нестерова</i> ФИТОПЛАНКТОН ГРИГОРЬЕВСКОГО ЛИМАНА И СОПРЕДЕЛЬНОЙ ЧАСТИ ЧЕРНОГО МОРЯ В СОВРЕМЕННЫХ УСЛОВИЯХ.....	77
<i>М.О. Овчаренко</i> ВИВЧЕННЯ УЛЬТРАСТРУКТУРИ МІКРОСПОРІДІЙ ВОДЯНИХ БЕЗХРЕБЕТНИХ ФАУНИ УКРАЇНИ ТА ПОЛЬЩІ.....	78
<i>О.В. Пащикова</i> БІОТОПІЧНЕ РІЗНОМАНІТТЯ ЗООПЛАНКТОНУ ВЕРХНЬОЇ ЧАСТИНИ КАНІВСЬКОГО ВОДОЙМИЩА	80
<i>Ю.В. Пилипенко, Л.В. Борткевич, Г.П. Краснощок</i> ТРОФІЧНІСТЬ МАЛИХ ВОДОСХОВИЩ СТЕПОВОЇ ЗОНИ УКРАЇНИ.....	81
<i>Ю.В. Плигин, С.Ф. Матчинская</i> СУКЦЕССИИ СООБЩЕСТВ МАКРОЗООБЕНТОСА ВОДОХРАНИЛИЩА ПОД ВЛИЯНИЕМ ПРИРОДНЫХ И АНТРОПОГЕННЫХ ФАКТОРОВ	83
<i>В. Плюрайте</i> ДВУХЛЕТНИЕ ДАННЫЕ СЕЗОННОЙ ДИНАМИКИ МАКРОЗООБЕНТОСА В РЕКЕ СПЯНГЛА	84
<i>Л.Н. Полищук</i> КАЧЕСТВЕННОЕ РАЗНООБРАЗИЕ ЗООПЛАНКТОНА ПРИДУНАЙСКИХ ОЗЕР УКРАИНСКОЙ ЧАСТИ ДЕЛЬТЫ ДУНАЯ	86
<i>В.С. Полищук, Т.Л. Алексенко, Л.М. Самойленко, Г.Н. Минаева, Б.И. Правоторов</i> ВЛИЯНИЕ ДНОУГЛУБИТЕЛЬНЫХ РАБОТ И СВАЛКИ ГРУНТОВ НА КОРМОВУЮ БАЗУ И ИХТИОФАУНУ ДНЕПРОВСКО-БУТСКОГО ЛИМАНА	88
<i>Л.В. Самчишина</i> К ФАУНЕ САЛАНОИДА (CRUSTACEA, COPPERODA) ВНУТРЕННИХ ВОДОЁМОВ КРЫМА.....	89
<i>В.М. Трохимець, В.Р. Алексієнко</i> РОЗПОДІЛ ТА ПОВЕДІНКА ЗООПЛАНКТОНУ У ВЕРХІВ'І КРЕМЕНЧУЦЬКОГО ВОДОСХОВИЩА	91
<i>Т.А. Харченко</i> САСИКСЬКЕ ВОДОСХОВИЩЕ: ЕКОЛОГІЧНІ ПРОБЛЕМИ СЬОГОДЕННЯ ТА МАЙБУТНЄ	92
<i>Т.А. Харченко, Ю.М. Воліков, К.Е. Зоріна-Сахарова</i> ДРЕЙСЕНА В ВОДОЙМАХ УКРАЇНИ ТА ВИКОРИСТАННЯ ЇЇ БІОРЕСУРСНОГО ПОТЕНЦІАЛУ	95
<i>Л.М. Хлус, К.М. Хлус, О.В. Колотило</i> МІНЛИВІСТЬ КОНХОЛОГІЧНИХ ПАРАМЕТРІВ ЛОКАЛЬНОЇ ПОПУЛЯЦІЇ UNIO PICTORUM L. (BIVALVIA, UNIONIDAE).....	97
<i>К.М. Цапліна</i> МЕХАНІЗМИ ФУНКЦІОНУВАННЯ СПІЛЬНОТ ЗАНУРЕНИХ РОСЛИН У ВЕРХНІЙ ДІЛЯНЦІ КАНІВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА	99
<i>М.І. Чередарик</i> ОЦІНКА СУЧАСНОГО СТАНУ ГІДРОХІМІЧНОГО РЕЖИМУ ТА ПРОДУКЦІЙНО- ДЕСТРУКЦІЙНИХ ПРОЦЕСІВ ГІРСЬКИХ РІК ДНІСТРОВСЬКО-ПРУТСЬКОГО БАСЕЙНУ	100
<i>Л.В. Шевцова, В.Ю. Яворский</i> ЦЕНОЗЫ ДОННОЙ ФАУНЫ РУСЛОВОГО УЧАСТКА р. ДЕСНЫ НА ТЕРРИТОРИИ УКРАИНЫ.....	102

<i>В.И. Щербак</i>	ОСНОВНЫЕ ЗАКОНОМЕРНОСТИ ФУНКЦИОНИРОВАНИЯ ФИТОПЛАНКТОНА ПОСЛЕ СТАБИЛИЗАЦИИ ДНЕПРОВСКИХ ВОДОХРАНИЛИЩ.....	103
<i>В.І. Щербак, М.Л. Клецов, І.П. Ковальчук, Ю.М. Ситник, В.Г. Кленус, О.І. Прядко, М.В. Химін, І.С. Легейда, П.Г. Шевченко, Ю.П. Оласюк, В.І. Матейчик</i>	ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ТА БІОРІЗНОМАНІТТЯ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ РЕГІОНАЛЬНОГО ЛАНДШАФТНОГО ПАРКУ «ПРИП'ЯТЬ-СТОХІД».....	105
<i>В.І. Щербак, Г.О. Гошовська, О.В. Бондаренко</i>	ФИТОПЛАНКТОН УРБАНИЗОВАНИХ ВОДОЙМ м. ТЕРНОПОЛЯ.....	106
<i>Л.В. Ємельянова</i>	СТРУКТУРНО-ФУНКЦІОНАЛЬНА ОРГАНІЗАЦІЯ ПОПУЛЯЦІЙ ГАММАРИД ЯК ПОКАЗНИК СТІЙКОСТІ ЕКОСИСТЕМИ САСИКСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА.....	108
<i>Н.С. Яковенко</i>	ФИТОФИЛЬНЫЕ КОМПЛЕКСЫ БДЕЛЛОИД (ROTIFERA, BDELLOIDEA) В БАССЕЙНЕ СРЕДНЕГО ДНЕПРА.....	109
<i>В.М. Якушин, Т.В. Головка</i>	СТРУКТУРНА ХАРАКТЕРИСТИКА БАКТЕРІОПЛАНКТОНУ ВЕРХНЬОЇ ДІЛЯНКИ КАНІВСЬКОГО ВОДОЙМИЩА.....	111
<i>В.М. Якушин, К.П. Каленіченко, Т.В. Головка</i>	ДЕСТРУКЦІЯ ОРГАНІЧНОЇ РЕЧОВИНИ У ВОДІ ВЕРХНЬОЇ ДІЛЯНКИ КАНІВСЬКОГО ВОДОЙМИЩА.....	113
<i>В.М. Якушин, В.І. Щербак, Ю.В. Плігін, Т.В. Головка, О.В. Пащикова, В.П. Машина, К.М. Цапліна, К.П. Каленіченко, С.Ф. Матчинська, Н.В. Майстрова</i>	МЕХАНІЗМИ ФУНКЦІОНУВАННЯ ЕКОСИСТЕМИ ВЕРХНЬОЇ ЧАСТИНИ КАНІВСЬКОГО ВОДОЙМИЩА.....	114
<i>Н.С. Ялынская, И.Т. Олексив, О.Я. Думыч, О.П. Едынак</i>	МЕРА РАЗНООБРАЗИЯ, СЛОЖНОСТИ И УСТОЙЧИВОСТИ СООБЩЕСТВ ЗООПЛАНКТОНА И ЗООБЕНТОСА ПРУДОВ.....	116
<i>Л.П. Ярмошенко</i>	РІЗНОМАНІТТЯ МІКРОФІТОБЕНТОСУ ОЗЕРА БАБ'Є.....	117

ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ВОД УКРАЇНИ. МОРСЬКІ ЕКОСИСТЕМИ

<i>Б.Г. Александров</i>	ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ИСКУССТВЕННЫХ РИФОВ ДЛЯ УПРАВЛЕНИЯ СОСТОЯНИЕМ ПРИБРЕЖНЫХ МОРСКИХ ЭКОСИСТЕМ.....	119
<i>Н.А. Болтачева, Е.А. Колесникова</i>	БЕНТОСНАЯ ФАУНА ЛИМАНА ДОНУЗЛАВ (ЗАПАДНОЕ ПОБЕРЕЖЬЕ КРЫМА).....	120
<i>В.А. Брянцев</i>	МНОГОЛЕТНИЙ ПРОГНОЗ СОСТОЯНИЯ ЧЕРНОМОРСКОЙ ЭКОСИСТЕМЫ.....	122
<i>Л.В. Воробьева</i>	МЕЙОБЕНТОС ЧЕРНОГО МОРЯ (ВИДОВОЕ РАЗНООБРАЗИЕ, ОСНОВНЫЕ ТЕНДЕНЦИИ РАЗВИТИЯ В ЭВТРОФНЫХ ВОДАХ).....	123
<i>Н.В. Дерезюк, О.В. Галайко, О.С. Никулина, Е.Г. Танасюк</i>	ОСНОВНЫЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ ЧЕРНОМОРСКИХ ГИДРОБИОНТОВ В КОНЦЕ XX ВЕКА (1999-2000 гг.).....	125
<i>Н.В. Дерезюк, Е.М. Руснак</i>	К ВОПРОСУ ОБ АКТИВНОСТИ ЗИМНЕГО ФИТОПЛАНКТОНА.....	126
<i>П.В. Евстигнеев</i>	СВЕТЯЩИЕСЯ СОРЕРОДА (CRUSTACEA) ЭПИПЕЛАГИАЛИ ЮЖНОЙ АТЛАНТИКИ И ИНТЕГРАЛЬНЫЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ ПЛАНКТОННЫХ СООБЩЕСТВ.....	127
<i>Н.Ю. Евтушенко, Л.Е. Михайленко, Л.И. Стеценко</i>	ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ СЕВЕРО-ЗАПАДНОГО РЕГИОНА ЧЕРНОГО МОРЯ.....	128
<i>Т.И. Еременко</i>	ГЕНЕЗИС И ХАРАКТЕРНЫЕ ЧЕРТЫ СОВРЕМЕННОГО СОСТОЯНИЯ МАКРОФИТОБЕНТОСА В СЕВЕРО-ЗАПАДНОЙ ЧАСТИ ЧЕРНОГО МОРЯ.....	129
<i>Ю.А. Загородняя, А.В. Ковалев</i>	СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ЗООПЛАНКТОНА ПРИБРЕЖНЫХ ВОД ЧЕРНОГО МОРЯ У БЕРЕГОВ КРЫМА.....	131
<i>А.Б. Зотов</i>	ХАРАКТЕРИСТИКА ВАРИАбельНОСТИ УДЕЛЬНОЙ ПОВЕРХНОСТИ ДИАТОМОВЫХ ВОДОРΟΣЛЕЙ ОДЕССКОГО ЗАЛИВА.....	132
<i>Н.И. Копытина</i>		

СООБЩЕСТВА ВЫСШИХ ОБЛИГАТНО МОРСКИХ ГРИБОВ, ВЫРАЩЕННЫХ В УСЛОВИЯХ ЛАБОРАТОРНОГО ЭКСПЕРИМЕНТА	134
<i>И.И. Кулакова</i> СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ФАУНЫ СВОБОДНОЖИВУЩИХ НЕМАТОД ОДЕССКОГО РАЙОНА (СЕВЕРО-ЗАПАДНАЯ ЧАСТЬ ЧЕРНОГО МОРЯ)	136
<i>Н.М. Лялюк, Г.П. Липницька</i> ОСОБЛИВОСТІ ФОРМУВАННЯ ФІТОНЕЙСТОНУ ПЕЛАГІАЛІ АЗОВСЬКОГО МОРЯ.....	138
<i>Н.А. Мильчакова</i> ОБРАСТАНИЕ МОРСКОЙ ТРАВЫ <i>ZOSTERA MARINA</i> L. В ЧЕРНОМ МОРЕ	139
<i>В.И. Монченко</i> ПРОБЛЕМА ЭНДЕМИЗМА ЦИКЛОПООБРАЗНЫХ (СОРЕРОДА) СРЕДИЗЕМНОМОРСКОГО КОМПЛЕКСА В ЧЕРНОМ МОРЕ.....	141
<i>В.В. Мурина, Е.В. Лисицкая</i> СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ МЕРОПЛАНКТОНА БУХТ СЕВАСТОПОЛЯ	142
<i>Т.Ф. Нарусевич, В.И. Василенко, Б.Г. Соколов</i> ОСОБЕННОСТИ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ РАСТИТЕЛЬНОГО ПЛАНКТОНА И ЕГО КОНСУМЕНТОВ В ПРИБРЕЖЬЕ КРЫМА	144
<i>О.И. Оскольская, А.В. Торская</i> НЕКОТОРЫЕ МОРФОФИЗИОЛОГИЧЕСКИЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ <i>CYSTOSEIRA VARVATA</i> AG. ИЗ БУХТЫ КАРАДАГСКОЙ (ЮГО-ВОСТОЧНЫЙ КРЫМ)	146
<i>Е.М. Парталы</i> ОБРАСТАНИЕ В МОРСКОЙ ЭКОСИСТЕМЕ	147
<i>Л.Н. Полищук, Е.В. Настенко, А.А. Белокаминский</i> РЕЧНОЙ СТОК И КОЛИЧЕСТВЕННОЕ РАЗВИТИЕ ЗООПЛАНКТОНА СЕВЕРО-ЗАПАДНОГО ШЕЛЬФА ЧЕРНОГО МОРЯ.....	149
<i>А.В. Рачинская, Е.А. Польченко</i> ОБРАСТАНИЯ МИКРОСКОПИЧЕСКИМИ ВОДОРΟΣЛЯМИ ТВЕРДЫХ СУБСТРАТОВ ОДЕССКОГО ЗАЛИВА ЧЕРНОГО МОРЯ	151
<i>С.Е. Садогурский</i> ИТОГИ ИЗУЧЕНИЯ МАКРОФИТОБЕНТОСА ЗАПОВЕДНИКА "ЛЕБЯЖЬИ ОСТРОВА" (ЧЁРНОЕ МОРЕ)	153
<i>И.И. Серобаба</i> ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ОСНОВЫ СОХРАНЕНИЯ ПРОМЫСЛОВОЙ БИОТЫ МОРСКИХ ЭКОСИСТЕМ УКРАИНЫ.....	155
<i>И.А. Синегуб, А.А. Рыбалко</i> СОСТОЯНИЕ МАКРОЗООБЕНТОСА ОДЕССКОГО РЕГИОНА ЧЕРНОГО МОРЯ В ПЕРИОД 1994-1999 гг.....	157
<i>И.А. Скрипник, Е.В. Кирсанова</i> ПЕРВИЧНАЯ ПРОДУКЦИЯ В СЕВЕРО-ЗАПАДНОЙ ЧАСТИ ЧЕРНОГО МОРЯ.....	158
<i>Л.М. Теренько, А.В. Курилов</i> "КРАСНЫЕ ПРИЛИВЫ" В ОДЕССКОМ ЗАЛИВЕ ЧЁРНОГО МОРЯ.....	160
<i>Г.В. Теренько</i> ВИДОВОЕ РАЗНООБРАЗИЕ ФИТОПЛАНКТОНА ОДЕССКОГО ЗАЛИВА ЧЁРНОГО МОРЯ: ИЗУЧЕННОСТЬ И СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ	162
<i>Ю.Н. Токарев</i> БИОФИЗИЧЕСКАЯ ЭКОЛОГИЯ ГИДРОБИОНТОВ — ПЕРСПЕКТИВНОЕ НАПРАВЛЕНИЕ В ИССЛЕДОВАНИИ ПЕЛАГИЧЕСКИХ СООБЩЕСТВ	164
<i>Ю.Н. Токарев, Э.П. Битюков, В.И. Василенко, Р. Вильямс, Б.Г. Соколов</i> ВЛИЯНИЕ ВОДНЫХ МАСС НА ШИРОТНОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ БИОМАССЫ ПЛАНКТОНА И ИНТЕНСИВНОСТИ ПОЛЯ БИОЛЮМИНЕСЦЕНЦИИ В ВОСТОЧНОЙ ЧАСТИ АТЛАНТИЧЕСКОГО ОКЕАНА.....	165
<i>Г.А. Финенко, З.А. Романова, Г.И. Аболмасова</i> ВЗАИМООТНОШЕНИЯ ГРЕБНЕВИКОВ-ВСЕЛЕНЦЕВ И ИХ ВЛИЯНИЕ НА ПЛАНКТОННОЕ СООБЩЕСТВО ПРИБРЕЖНЫХ РАЙОНОВ ЧЕРНОГО МОРЯ.....	167
<i>Н.В. Шадрин, Ю.А. Загородняя, Е.Л. Неврова, О.Г. Найданова, М.И. Сеничева</i> ГИДРОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ СИСТЕМА БАКАЛЬСКОЙ КОСЫ: ПРОБЛЕМЫ ИЗУЧЕНИЯ И СОХРАНЕНИЯ УНИКАЛЬНОГО ПРИРОДНОГО РАЗНООБРАЗИЯ — ПРЕДВАРИТЕЛЬНОЕ СООБЩЕНИЕ	168
<i>Н.В. Шадрин, Л.В. Сосновская</i> РАЗРУШЕНИЕ БЕРЕГОВОЙ ПОЛОСЫ И СОСТОЯНИЕ МОРСКИХ СООБЩЕСТВ: ВЗАИМОСВЯЗЬ ПРИЧИН И СЛЕДСТВИЙ.....	170
<i>Э.Г. Яновский</i> О СОВРЕМЕННОЙ РЫБОПРОДУКТИВНОСТИ АЗОВСКОГО МОРЯ	171

<i>Э.Г. Яновский, В.А. Гетманенко, Т.В. Жиряков</i> АНТРОПОГЕННЫЕ ПРЕОБРАЗОВАНИЯ ЭКОСИСТЕМЫ ВОСТОЧНОГО СИВАША.....	172
---	-----

ГІДРОХІМІЯ І ВОДНА ТОКСИКОЛОГІЯ

<i>О.М. Арсан, Ю.М. Ситник, Г.С. Киричук, Л.М. Янович</i> ЕКОЛОГО-ТОКСИКОЛОГІЧНІ ДОСЛІДЖЕННЯ КОМПОНЕНТІВ ГІДРОЕКОСИСТЕМ МЕЖИРІЧЧЯ ПРИП'ЯТІ ТА СТОХОДУ.....	174
<i>О.М. Арсан, Ю.М. Ситник, Т.М. Шаповал, І.Г. Кукля, О.О. Пасічна, З.Б. Магомедова</i> ЕКОЛОГО-ТОКСИКОЛОГІЧНІ ДОСЛІДЖЕННЯ ВНУТРІШНІХ ВОДОЙМ КИЄВА	176
<i>Р.Б. Балабан</i> АКТИВНІСТЬ ТРАНСАМІНАЗ ТА ГЛУТАМАТДЕГІДРОГЕНАЗ В ОРГАНІЗМІ КОРОПА ПРИ ІНТОКСИКАЦІЇ ІОНАМИ СВИНЦЮ.....	177
<i>Ю.И. Богатова, Г.П. Гаркавая</i> ОСОБЕННОСТИ ФОРМИРОВАНИЯ ГИДРОХИМИЧЕСКОГО РЕЖИМА СТЕНЦОВСКО- ЖЕБРИАНСКИХ ПЛАВНЕЙ ДЕЛЬТЫ ДУНАЯ.....	179
<i>Л.П. Брагінський</i> ЗАГАЛЬНІ ЗАКОНОМІРНОСТІ ВІДГУКІВ ПЛАНКТОННИХ СПІВТОВАРИСТВ НА ВПЛИВ ТОКСИКАНТІВ	180
<i>Н.В. Брень</i> ДВУСТВОРЧАТІ МОЛЛЮСКИ КАК БИОИНДИКАТОРЫ НА ПОЛИМЕТАЛЛИЧЕСКОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ВЕРХНЕГО ДНЕПРА	181
<i>Т.О. Васильчук, П.Д. Клоченко, О.В. Бусигіна</i> КОМПОНЕНТНИЙ СКЛАД РОЗЧИНЕНИХ ОРГАНІЧНИХ РЕЧОВИН р. ПРИП'ЯТІ ТА ЙОГО ЗВ'ЯЗОК З РОЗВИТКОМ ФІТОПЛАНКТОНУ	182
<i>Ю.Б. Вирбицкас, М.З. Восилене, Н.П. Казлаускене, Г.Б. Свяцявичюс</i> ИССЛЕДОВАНИЕ ЭФФЕКТОВ ИСКУССТВЕННОГО ХИМИЧЕСКОГО ФАКТОРА НА РАДУЖНУЮ ФОРЕЛЬ В ОНТОГЕНЕЗЕ.....	184
<i>В.П. Гандзюра</i> ВЛИВ СОЛЕЙ ВАЖКИХ МЕТАЛЛІВ НА СТРУКТУРУ ЕНЕРГЕТИЧНОГО БАЛАНСУ ГІДРОБІОНТІВ	186
<i>Г.П. Гаркавая, Ю.И. Богатова</i> СОВРЕМЕННЫЕ ИСТОЧНИКИ ЭВТРОФИРОВАНИЯ СЕВЕРО-ЗАПАДНОЙ ЧАСТИ ЧЕРНОГО МОРЯ.....	188
<i>Е.Д. Гопченко, П.А. Кулакова</i> ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ ПРИДУНАЙСКИХ ОЗЕР УКРАИНЫ.....	189
<i>Г.Б. Гуменюк</i> ВМІСТ І МІГРАЦІЯ МІДІ, КОБАЛЬТУ, КАДМІЮ ТА СВИНЦЮ В ЕКОСИСТЕМІ ТЕРНОПІЛЬСЬКОГО СТАВУ.....	190
<i>Ю.М. Забитівський</i> ФУНКЦІОНАЛЬНА АКТИВНІСТЬ КАРБОГІДРАЗ ЦЬОГОРІЧОК КОРОПІВ ЛЮБІНСЬКОГО ВНУТРІШНЬОПОРІДНОГО ТИПУ ПРИ ІНТОКСИКАЦІЇ СВИНЦЕМ.....	193
<i>Н.Г. Зіньковська</i> СТАН ПРООКСИДАНТНО-АНТИОКСИДАНТНОЇ СИСТЕМИ В КРОВІ КОРОПА ПРИ ДІЇ РІЗНИХ КОНЦЕНТРАЦІЙ СВИНЦЮ (ІІ).....	195
<i>К.П. Каленіченко</i> ДІЯ ВАЖКИХ МЕТАЛЛІВ ТА ДЕТЕРГЕНТА НА ВИЩІ ВОДНІ РОСЛИНИ.....	196
<i>Л.С. Кіпніс, Ю.М. Ситник, І.М. Коновець</i> БІОТЕСТУВАННЯ ЯКОСТІ ВОДИ ОЗЕР МІСЬКОЇ ЗОНИ КИЄВА.....	198
<i>Н.В. Ковалева, В.И. Мединец, Е.И. Газетов</i> АНАЛИЗ ДИНАМИКИ АЭРОБНОГО ОКИСЛЕНИЯ ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА В ВОДАХ ЧЕРНОГО МОРЯ В ЗАВИСИМОСТИ ОТ ТЕМПЕРАТУРЫ И СОДЕРЖАНИЯ КИСЛОРОДА.....	200
<i>И.Н. Коновец, Э.П. Щербань, О.М. Арсан</i> ПРИМЕНЕНИЕ МЕТОДА ДОПОЛНИТЕЛЬНОЙ ТОКСИЧЕСКОЙ НАГРУЗКИ ПРИ ПРОВЕДЕНИИ ХРОНИЧЕСКИХ ОПЫТОВ НА ВЕТВИСТОУСЫХ РАКООБРАЗНЫХ	202
<i>С.А. Кражан, М.І. Хижняк</i> ВПЛИВ ГЕРБИЦИДУ ТРЕФЛАН НА РОЗВИТОК ПРИРОДНОЇ КОРМОВОЇ БАЗИ СТАВІВ РИБГОСПУ "НИВКА"	204
<i>В.З. Курант</i> РОЛЬ ВІЛЬНИХ АМІНОКИСЛОТ В АДАПТАЦІЙНО-КОМПЕНСАТОРНИХ ПРОЦЕСАХ В ОРГАНІЗМІ РИБ ЗА ДІЇ ЙОНІВ ВАЖКИХ МЕТАЛЛІВ.....	205

<i>П.М. Линник, Е.П. Щербань, Т.О. Васильчук, Л.О. Малиновська</i> КОМПЛЕКСООУТВОРЕННЯ МЕТАЛІВ З ПРИРОДНИМИ ОРГАНІЧНИМИ РЕЧОВИНАМИ — ВАЖЛИВИЙ ФАКТОР ДЕТОКСИКАЦІЇ (ЗА РЕЗУЛЬТАТАМИ БІОТЕСТУВАННЯ).....	206
<i>П. М. Линник, Т.О. Васильчук, І.Б. Зубенко</i> ОСОБЛИВОСТІ МІГРАЦІЇ РЕЧОВИН З ДОННИХ ВІДКЛАДІВ ВОДОЙМ У ВОДНЕ СЕРЕДОВИЩЕ ЗАЛЕЖНО ВІД ЇХ ФОРМ ЗНАХОДЖЕННЯ В ПОРОВИХ РОЗЧИНАХ	208
<i>Г.Б. Маньора, [С.В. Бродін], В.В. Грубінко</i> ОСОБЛИВОСТІ ОКИСЛЕННЯ ¹⁴ C-АЦЕТАТУ ТА ДИНАМІКА ЛІПІДНОГО СКЛАДУ У ГОЛОВНОМУ МОЗКУ РИБ ПРИ ДІЇ СОЛЕЙ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ	211
<i>В.И. Мединец, Ю.М. Деньга, В.А. Воробьев, Л.Н. Хапченко, В.Г. Соловьев</i> ИССЛЕДОВАНИЯ ТОКСИЧЕСКИХ ВЕЩЕСТВ В ЭКОСИСТЕМАХ ПРИДУНАЙСКИХ ОЗЕР В 2000 г.	213
<i>И.С. Митяй, С.Н. Заброта, И.И. Власов, В.М. Иванова, Е.В. Дегтяренко, Н.Т. Бровченко</i> ОСОБЕННОСТИ ГИДРОЛОГИЧЕСКОГО И ГИДРОХИМИЧЕСКОГО РЕЖИМОВ МОЛОЧНОГО ЛИМАНА	214
<i>І.Ю. Михайленко, В.В. Жиденко</i> ВИКОРИСТАННЯ МЕТОДУ БІОТЕСТУВАННЯ ДЛЯ ОЦІНКИ ЯКОСТІ ВОДИ МАЛИХ РІЧОК ЧЕРНІГІВЩИНИ ЗА ДОПОМОГОЮ <i>Allium cepa</i> L.	216
<i>А.С. Мудра, О.Б. Столяр</i> ВПЛИВ СУБЛЕТАЛЬНОЇ КОНЦЕНТРАЦІЙ ЙОНІВ МІДІ НА МЕТАБОЛІЧНУ АКТИВНІСТЬ ТА ПРООКСИДАНТНО-АНТИОКСИДАНТНИЙ СТАН ГЕПАТОПАНКРЕАСУ КОРОПА	218
<i>Т.О. Мурзіна, А.І. Дворецький, Г.А. Грігоров</i> ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ДОННИХ ВІДКЛАДІВ ДНІПРОВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА.....	219
<i>В.В. Оліфіренко, М.П. Дубовая, Н.О. Володіна</i> ВПЛИВ ПРЕПАРАТУ ЕГОЦИН Л. А. НА ВИЖИВАНІСТЬ ПЛІДНИКІВ КОРОПА	221
<i>О.О. Пасічна</i> ПОРІВНЯЛЬНА ХАРАКТЕРИСТИКА ДІЇ ЙОНІВ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ НА ВИЩІ ВОДЯНІ РОСЛИНИ ТА НИТЧАТІ ВОДОРОСТІ	222
<i>Н.А. Платонов</i> ИССЛЕДОВАНИЕ ВОЗДЕЙСТВИЯ БИОПРЕПАРАТА "КЛЕПС" НА МОИНА МАСРОСОРА В ОСТРЫХ ОПЫТАХ	224
<i>Ю.В. Синюк</i> ОСОБЛИВОСТІ МЕТАБОЛІЗМУ АМІНОКИСЛОТ В ОРГАНІЗМІ РИБ ЗА ІНТОКСИКАЦІЇ ЙОНАМИ ЦИНКУ	226
<i>Ю.М. Ситник</i> ВМІСТ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ В ОРГАНІЗМІ РИБ МЕЖИРІЧЧЯ ПРИП'ЯТІ ТА СТОХОДУ	228
<i>Ю.М. Сьтник, Л.С. Кипнис</i> ГИДРОХИМИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ НЕКОТОРЫХ ОЗЕР ГОРОДСКОЙ ЗОНЫ КИЕВА.....	229
<i>О.Б. Столяр</i> НИЗЬКОМОЛЕКУЛЯРНІ ТЕРМОСТАБІЛЬНІ БІЛКИ ГЕПАТОПАНКРЕАСУ КОРОПА ЯК ІНДИКАТОРИ ЗАБРУДНЕННЯ ОРГАНІЗМУ ВАЖКИМИ МЕТАЛАМИ.....	231
<i>И.Ю. Суворова</i> ВЛИЯНИЕ БЕНЗИНА И ДИЗЕЛЬНОГО ТОПЛИВА НА ВЕГЕТАТИВНУЮ ФОРМУ (СЦИФИСТОМУ) <i>AURELIA AURITA</i> (L.)	232
<i>О.С. Усов</i> ГІДРОХІМІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА ЕКОСИСТЕМ р. СТРИЖЕНЬ	234
<i>В.О. Хоменчук, В.В. Грубінко</i> КІНЕТИКА ПОГЛИНАННЯ ІОНІВ МІДІ ЗЯБРАМИ КОРОПА В УМОВАХ IN VITRO	235
<i>Т.Н. Шаповал, И.Г. Кукля</i> СОДЕРЖАНИЕ НЕФТЕПРОДУКТОВ В ВОДЕ И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ ДНЕПРОВСКИХ ВОДОХРАНИЛИЩ	237
<i>Т.С. Шаромок, Н.І. Безкровна, А.І. Дворецький, М.А. Сидоров</i> ОЦІНКА ЯКОСТІ ТОВАРНОЇ РИБНОЇ ПРОДУКЦІЇ (ЗА РІВНЕМ ВМІСТУ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ) ЗА УМОВ ВИРОЩУВАННЯ У ТАРОМСЬКОМУ РИБНОМУ ГОСПОДАРСТВІ.....	239
<i>Э.П. Щербань, Н.А. Платонов</i> ТОКСИКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА УГЛЕАММОНИЙНОЙ СОЛИ И РЕГУЛЯТОРОВ РОСТА РАСТЕНИЙ МЕТОДОМ БИОТЕСТИРОВАНИЯ НА <i>S. AFFINIS</i>	240
<i>Б.В. Яковенко, О.Б. Мехед</i> КОНЦЕНТРАЦІЯ ГЛІЦИНУ ТА ІНШИХ АМІНОКИСЛОТ У ВОДОЙМАХ.....	242



Здано до складання 27.07.2001. Підписано до друку 04.09.2001. Формат 60 x 84/18. Папір друкарський.

Умовних друкованих аркушів — 25. Обліково-видавничих аркушів — 32,5. Замовлення № 76.

Тираж 300 прим. Видавничий відділ ТДПУ 46027, м. Тернопіль, вул. М. Кривоноса, 2

Свідоцтво про реєстрацію ТР №241, від 18.11.97