

Г.М. Романишин

Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна

e-mail: romashka_gal@ukr.net

МІКРОБІОЛОГІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА ОЗЕРА ВЕРБНОГО

Попри значну кількість робіт, присвячених вивченню гідробіології та екології водойм, розташованих в межах м. Києва (Арсан та ін., 2001; Щербак, 2005; Щербак, Семенюк, 2006; Ключенко та ін., 2011), відомості про мікробіологічні дослідження цих водних об'єктів в літературі вкрай обмежені (Афанасьєв и др., 1991).

Метою нашої роботи було дослідити кількісний розвиток бактеріопланктону в озері Вербному, розташованому в Оболонському районі м. Києва. Озеро використовується в цілях рекреації. Дослідження проводили у серпні 2012р. Проби води для аналізу відбирали по акваторії та глибині водойми (з поверхневого і придонного шарів), а також в літоральній зоні – в заростях водопериці колосистої (*Myriophyllum spicatum L.*), рогузу вузьколистого (*Typha angustifolia L.*) та очерету звичайного (*Phragmites australis (Cav.) Trin.ex Steud.*). Загальну чисельність бактерій визначали методом прямого мікроскопічного підрахунку на мембранних фільтрах, забарвлених еритрозином. Для кількісного обліку сапрофітних бактерій використовували поживне середовище РПА, бактерій з протеолітичними та амілолітичними властивостями – молочний та крохмальний агари, відповідно.

Під час проведення робіт на озері температура поверхневого шару води сягала 27°C, придонного – знижувалась до 14°C. Загальна чисельність бактерій в поверхневому шарі води по акваторії озера змінювалася в межах 2,33-2,67 млн.кл/см³ (в середньому 2,49 млн.кл/см³); в придонному шарі була дещо вищою і становила 2,60-3,72 млн.кл/см³ (в середньому 3,17 млн.кл/см³).

Вміст сапрофітних бактерій (на РПА) в поверхневому шарі води озера коливався в межах 310-880 кл/см³ (в середньому 595 кл/см³), протеолітичних та амілолітичних – 25-180 та 10-30 кл/см³, відповідно (в середньому 102 і 25 кл/см³). В придонному шарі води кількісні характеристики цих показників істотно не змінювались. Просторовий розподіл планктонних бактерій, як по акваторії, так і по глибині, був нерівномірним. Можливо, це обумовлювалося нерівномірним просторовим розподілом у водоймі фіто- і зоопланктону, що позначалося на трофічних взаємовідносинах цих угруповань з бактеріопланктоном та на кількісному розвитку останнього.

В літоралі озера, у воді серед заростей вищих водяних рослин, загальна чисельність бактерій становила 1,65-3,33 млн.кл/см³ (в середньому 2,27 млн.кл/см³). В зонах заростей відбувалося збагачення води на білкові речовини і полісахариди, внаслідок чого кількість сапрофітних бактерій досягала 2240 кл/см³, протеолітичних – 240 кл/см³, амілолітичних – 230 кл/см³ і перевищувала їхню чисельність в поверхневому шарі пелагіалі, в середньому в 2,8; 1,8 та 6,0 разів, відповідно.

Слід зазначити, що в сучасних умовах (літо 2012 р.) загальна чисельність бактеріопланктону і кількість сапрофітних бактерій в озері Вербному знаходилися в межах коливань цих показників, відмічених влітку у цій водоймі ще в середині 80-х років минулого століття (Афанасьєв и др. 1991). Можна припустити, що незважаючи на рекреаційне

навантаження, процеси самоочищення в озері відбуваються досить активно, істотну роль в яких відіграє бактеріопланктон.

Є.В. Савченко

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

ТРОФІЧНІ ВІДНОСИНИ РАЙДУЖНОЇ ФОРЕЛІ ТА АБОРИГЕННИХ ВИДІВ РИБ ЯК ФАКТОР ФОРМУВАННЯ ІХТІОФАУНИ В БАСЕЙНІ РІЧКИ ТИСА

Протягом останніх двадцяти років ідея збереження біотичного різноманіття посідає чільне місце серед наукових і політичних концепцій актуальних для всього людства. Починаючи з 1992 року, коли на Всесвітньому саміті по довкіллю та розвитку в Ріо-де-Жанейро була прийнята Конвенція про біологічне різноманіття, по всьому світу було створено та реалізовано велику кількість різного рівня програм щодо збереження біорізноманіття. Проте це не зменшує актуальності екологічної кризи, якою характеризують як стан навколишнього середовища загалом, так і біорізноманіття зокрема (Саловарова, 2007; Ситник, 2012). Важливою для розуміння стану біологічного різноманіття на певній території є інформація про структуру та мінливість популяцій цієї території.

Як відомо, річки Карпат є унікальними лотичними екосистемами, де під впливом неповторних природних чинників сформувався комплекс стенобіонтних реофільних видів риб, основу якого складають лососеві риби родів *Salmo*, *Hucho*, *Thymallus*. Проте, у результаті господарської діяльності видове різноманіття і кількісні характеристики (чисельність і біомаса) іхтіофауни зазнали суттєвих змін. Насамперед вплив зовнішніх чинників призвів до скорочення щільності іхтіофауни, зміни видів-домінантів, погіршення популяційних та індивідуальних показників риб. Слід зауважити, що за останні десятиліття не вживались направлені заходи щодо збереження та відтворення аборигенної іхтіофауни. У результаті сучасний стан реофільного комплексу риб у річках Закарпатської області є критичним, а такі види як дунайський лосось, харіус та інші занесені до Червоної книги (Устич, Мрук, 2003; Червона книга, 1994).

Згідно літературних даних райдужна форель, яка потрапляє та поширюється у водних екосистемах Карпат починає конкурувати з місцевими видами риб за кормові ресурси, тим самим створюючи несприятливі умови для існування останніх (Шнаревич, 1969). Тому, метою роботи було порівняти спектр живлення райдужної форелі з аборигенною іхтіофауною (струмкова форель, харіус) на прикладі р. Бронецька Ріка як модельного малого водотоку Карпат.

Річка Бронецька Ріка, що входить до басейну річки Тиса, (район с. Броньки, Закарпатська обл.) – типова мала гірська річка, є природним середовищем існування, нерестилищами та місцями нагулу рідкісних, зникаючих та занесених до Червоної книги України видів риб, а також видів, ендемічних для карпатського регіону. Тому, р. Бронецька Ріка є унікальною екосистемою і може слугувати модельним малим водотоком для комплексних наукових досліджень та практичного впровадження стратегії охорони, збереження і відновлення аборигенної іхтіофауни Карпат.

Відбір іхтіологічних проб проводили за допомогою нахлистових вудочок, пасток для риб оригінальної конструкції, сіток з набором вічка 20, 25, 30, 35, 40 мм.

Польові іхтіологічні матеріали опрацьовували за загальноприйнятими методами (Правдин, 1966; Кузнецов, 1974, Пресноводные рыбы, 2001). Класифікацію риб надано згідно (Богущая, Насека, 2004, Kottelat, Freyhof, 2007).

Вивчення природної кормової бази риб проводили відповідно до загальноприйнятих методів (Боруцкий, 1974).

Всі дані опрацьовані методами варіаційної статистики.

Як показали результати дослідження маса райдужної форелі виловленої в р. Бронецька Ріка варіювала в широкому діапазоні показників (від 43 г. до 160 г.). Слід зауважити, що всі особини були дволітнього віку. Подібне варіювання показників у масі пов'язуємо із різними умовами існування риби. Зокрема, із літературних джерел (Алтухов, 1967) відомо, що форель у штучних умовах росте швидше, ніж у природних річках. У зв'язку з чим припускаємо, що окремі особини, маса яких коливалася в межах 100-160 г. втекли із місцевого форелевого господарства.

Аналіз вмісту шлунків райдужної форелі показав її високу схожість із спектром живлення аборигенної іхтіофауни лососевих, насамперед харіуса і струмкової форелі. Особливу увагу необхідно звернути на той факт, що вселення райдужної форелі в річки Карпат у минулому столітті ґрунтувалося на споживанні нею смітцевої риби, зокрема гольяна (Методические рекомендации..., 1977). В опрацьованих нами шлунках форелі не було знайдено представників місцевої іхтіофауни, хоча їх чисельність в даній річці значна і харчова активність по вмісту шлунків знаходилася на високому рівні. Так, олігохет і моллюсків не відмічено у шлунках райдужної форелі, на відміну від аборигенних видів риб, у яких вони складають 10 і 49 % (струмкова форель) та 16% для моллюсків (харіус). Протилежна тенденція спостерігається для павукоподібних, яких у шлунках аборигенних риб не відмічено, а у райдужної форелі складає 36.3%. Цікавими є результати по ракоподібних, вміст яких у шлунках райдужної форелі перевищував у 2.5 рази порівняно із шлунками форелі струмкової та у 3.4 рази порівняно з харіусом. Слід зауважити, що така складова спектру харчування як комахи знаходилася на одному рівні і становила близько 90% (личинкова стадія) та 72% (дорослі особини). Інші компоненти у райдужної форелі перевищували в 1.2 та у 2.7 разів порівняно із струмковою фореллю та харіусом відповідно.

Отже, як показують результати дослідження спектр живлення аборигенних видів риб, насамперед форелі струмкової та харіуса, співпадає із спектром живлення штучно вселеної райдужної форелі. Виходячи із вище зазначеного впливає, що райдужна форель у порівнянні з малочисельним харіусом та струмковою фореллю, кількість якої постійно зменшується, буде сприяти витісненню останніх з їх природних середовищ існування. Крім цього, райдужна форель є досить активним хижаком, що вирізняє її з поміж інших видів риб і зумовлює значний вплив на процеси формування іхтіофауни гірських річок басейну р. Тиса.

В цілому відмітимо, що нагальною проблемою сьогодення є розробка наукових засад стратегії охорони, збереження та відновлення найбільш цінних видів риб, формуючих унікальні аборигенні іхтіоценози Карпатського регіону, що потребує системного науково-дослідницького підходу до вивчення різноманіття риб та основних абіотичних та біотичних чинників, які його визначають. В контексті сказаного зауважимо, що проблемі контролю поширення не аборигенних видів риб в річках українських Карпат повинно відводитися одне з провідних місць в дослідженнях їх екологічного стану.

Ю.О. Санжак

Институт гидробиологии НАН Украины, Киев
e-mail: sanzhak_ury@bigmir.net

ВЕРТИКАЛЬНОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ БЕСПОЗВОНОЧНЫХ ЭПИФАУНЫ В РАЗНОТИПНЫХ ВОДНЫХ ОБЪЕКТАХ КИЛИЙСКОЙ ДЕЛЬТЫ ДУНАЯ

Экологические условия определяют уровень развития гидробионтов и влияют на ход внутриводоемных процессов. Важными экологическими факторами для развития эпифауны являются наличие течения и прозрачность воды [Шевцова, 1979; Протасов, 1994]. В силу того, что эпифауна в дельте Дуная изучена крайне слабо, имеются лишь фрагментарные данные по отдельным таксономическим группам беспозвоночных. Целью настоящей работы было изучить вертикальное распределение и компонентный состав эпифауны причальных сооружений в лотической с невысокой прозрачностью и лентической с высокой прозрачностью сред.

Материалом послужили полевые сборы проб эпифауны в весенне-летний период 2012 г. в рукаве Прорва (протяженность 7,4 км, ширина 130-230 м, средняя глубина 3,5 м, скорость течения 0,3-0,5 м/с, прозрачность 30-35 см) и заливе Базарчук (площадь 0,539 км², глубина 7-10 м, прозрачность 85-150 см). Пробы собраны с использованием скребка оригинальной конструкции с глубин 0,5; 1,0; 1,5; 2,0; 2,5 и 3,0 м. Непосредственно при отборе проб измеряли прозрачность воды по диску Секки и скорость течения пневматическим методом В.М. Пикуша [Пикуш, 1971]. В пробах определяли видовой состав, численность и биомассу беспозвоночных. Видовой состав беспозвоночных, найденных на различных глубинах, сравнивали, вычисляя коэффициент общности Серенсена.

Всего за период исследований зарегистрировано 39 видов беспозвоночных – 30 видов в заливе Базарчук и 22 в рукаве Прорва. Максимальным видовым богатством в рассматриваемых водных объектах характеризовались олигохеты, личинки комаров-звонцов и моллюски. Анализ вертикального распределения беспозвоночных показал, что как в заливе, так и рукаве максимальное видовое богатство их отмечено для горизонтов 1,0-1,5 м 2,0-2,5 м 18 и 19 видов соответственно. Наибольшая плотность беспозвоночных зарегистрирована на глубине 1,0 м (6399 экз/м² в заливе; 12800 экз/м² в рукаве), а биомасса на глубине 0,5 в рукаве 1,13 кг/м² и 1,5 м в заливе 2,52 кг/м². Начиная с глубины 1,5 м, биомасса беспозвоночных резко снижается в обоих водных объектах, за счет постепенного исчезновения крупных особей дрейссены бугской. Такая же динамика показателей обилия и видового богатства обрастаний установлена для каналов и водохранилищ юга Украины Л.В. Шевцовой [Шевцова, 1976; 1978].

Результаты вертикального распределения беспозвоночных исследованных водных объектов представлены на рис. В заливе Базарчук в верхнем ярусе (0,5 м) доминировали брюхоногие моллюски и ракообразные (мизиды и бокоплавы). На глубине 1,0-2,0 м (сходство 52%) физиогномику и количественные показатели развития сообществ определяли двустворчатый моллюск *Dreissena bugensis* (Andrusov), сопутствующими группами организмов были олигохеты, ракообразные и личинки хирономид. В самом нижнем горизонте, эпифауна представлена бентосными формами олигохет (*Limnodrilus*, *Tubifex*), хирономид (*Chironomus*, *Procladius*), а также мизидами.

В рукаве на глубине 0,5 м господствующее положение занимают брюхоногие моллюски рис. 1. Начиная с глубины 1,0 и до 2,5 (коэффициенты сходства 67-69%) м габитус

сообществ и количественные показатели развития беспозвоночных определяются корофидами и двустворчатым моллюском – дрейссеной бугской. В самом нижнем горизонте, также как и в заливе, эпифауна представлена бентосными формами олигохет и личинок комаров звонцов.

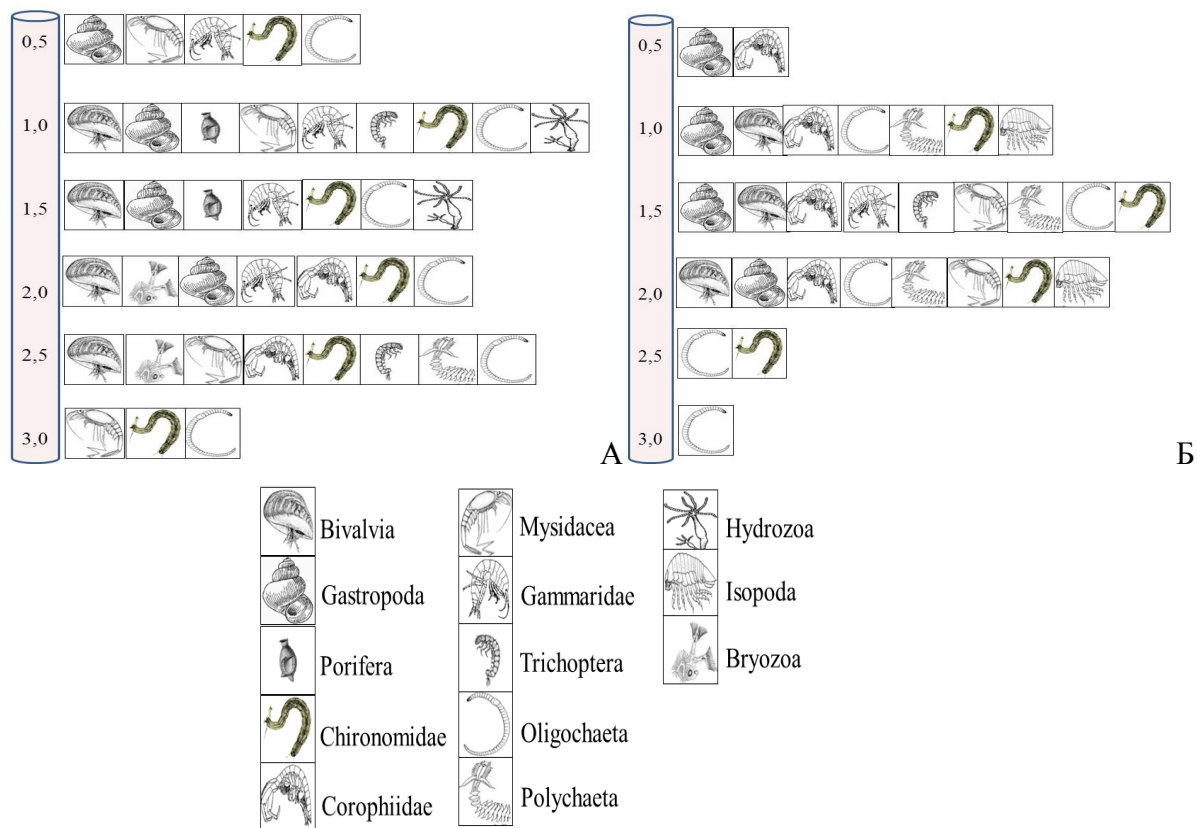


Рис. Вертикальное распределение беспозвоночных эпифауны в заливе (А) и рукаве (Б).

При сравнении сходства общих списков видов установлено, что максимальные коэффициенты общности регистрировались для глубин 0,5-1,0 м и 2,5-3 м, где отсутствовали виды фильтраторы (дрейссена, мшанки и губки) – сходство 38-52%, а также для глубин 1,5-2,0 м, где доминировала дрейссена – сходство 36-46% независимо от наличия течения и прозрачности воды.

Обобщая приведенный материал, отметим, что обрастания (эпифауна) как в лотической, так и лентической средах имеют ярусное вертикальное распределение. Глубины 0,5-1,0 м, 1,5-2,0 м и 2,5-3,0 характеризуются определенным видовым составом и уровнем развития эпифауны – первый горизонт с доминированием брюхоногих моллюсков, второй с доминированием видов фильтраторов-седиментаторов (дрейссена, мшанки и губки) и третий с преобладанием бентосных форм. Большинство зафиксированных нами организмов встречались независимо от наличия течения и степени прозрачности воды (найлены и в рукаве и заливе). Исключением являлись лишь только три вида приуроченные к лентической среде с высокой прозрачностью – это губка *Eunapius carteri* (Bowerbank), мшанка *Plumatella fungosa* (Pallas) и полихета *Hypania invalida* (Grube). Общие показатели обилия в обоих водных объектах определялись ракообразными и двустворчатыми моллюсками. Показатели общей численности были выше в рукаве за счет подвижных форм, а биомассы в заливе за счет прикрепленных видов беспозвоночных.

Н.Є. Семенюк¹, Я.В. Задорожний²

¹*Інститут гідробіології НАН України, Київ*

²*Національний університет „Києво-Могилянська Академія”*

e-mail: natasemenyuk@gmail.com

РОЛЬ ЕКСТРЕМАЛЬНИХ ХАРАКТЕРИСТИК КИСНЕВОГО РЕЖИМУ В ОЦІНЦІ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ВОДОЙМ МЕГАПОЛІСА

Кисневий режим є одним із найважливіших абіотичних чинників, які визначають розвиток гідробіонтів, репрезентативним індикатором стану водних екосистем. Зниження концентрації розчинного у воді кисню свідчить про забруднення водойм речовинами, що інтенсивно окислюються, у першу чергу, органічного походження. У той же час, перенасичення води киснем, особливо у поверхневих горизонтах водної товщі, яке спостерігається при «цвітінні» води синьозеленими водоростями, може бути наслідком евтрофування водойми, зумовленого надходженням з водозбірної території сполук азоту і фосфору. Визначення вмісту розчинного у воді кисню є невід’ємним компонентом усіх сучасних систем моніторингу якості води. Моніторинг кисневого режиму є особливо актуальним для водойм мегаполіса, які зазнають антропогенного евтрофування, органічного і токсичного забруднення через надходження до них неочищених промислових і комунально-побутових стоків, зливових стоків з міської території. Дані про динаміку абсолютного і відносного вмісту розчинного у воді кисню у водоймах мегаполіса необхідні для оцінки і прогнозування їхнього санітарного і екологічного стану, що має велике значення для їх охорони, збереження і відновлення. Важливим для оцінки екологічного стану міських водойм є визначення екстремальних та оптимальних характеристик кисневого режиму.

Мета роботи – визначення екстремальних та оптимальних характеристик кисневого режиму водойм мегаполіса та оцінка їхнього екологічного стану.

Об’єктом дослідження був каскад ландшафтно-декоративних ставів на струмку Сирець у парку «Нивки», які характеризуються різним ступенем антропогенного навантаження:

1. Перший став у каскаді, розташований біля станції метро «Нивки» і перехрестя вул. Щербакова і проспекту Перемоги. Маршрутними спостереженнями було встановлено, що водоохоронна зона навколо водойми відсутня. Без дотримання 50-метрової смуги поруч з водоймою розташовані заклади громадського харчування, житлова забудова, на берегах знаходяться сміттєзвалища. Важливим джерелом антропогенного впливу на водойму є зливовий стік з автошляхів і розміщеної поруч автостоянки.

2. Другий став у каскаді. Водоохоронна зона навколо ставу збережена частково. Основним джерелом антропогенного впливу на водойму є ресторан на воді, розташований у південно-західній частині ставу.

3. Замикаючий став у каскаді, розташований у центральній частині парку на притоці струмка Сирець у районі залізничної станції Рубежівський. Маршрутними спостереженнями нами не було встановлено джерел антропогенного впливу на водойму.

Дослідження проводились у літній період 2013 р, протягом якого температура води коливалась від 20°C до 26°C.

Встановлено, що вміст кисню у досліджуваних водоймах змінювався у широкому діапазоні як у просторі, так і в часі – від 0,16 до 10,6 мг/дм³ (від 2 до 127% насичення).

У першому ставі в каскаді, розташованому поруч із перехрестям автошляхів, на початку періоду досліджень (кінець червня) нами було зареєстровано кисневий дефіцит – абсолютний вміст кисню становив $0,16 \text{ мг/дм}^3$, що при температурі води 24°C відповідало 2% насичення. У момент відбору проб вода мала чітко виражений запах сірководню і спостерігався замор мальків риби. Подальшими дослідженнями встановлено зменшення кисневого дефіциту. Так, на початку липня вміст кисню підвищився до $3,12 \text{ мг/дм}^3$ (37% насичення при температурі води 23°C), а наприкінці липня – до $5,60 \text{ мг/дм}^3$ (62% насичення при температурі води 20°C). Таким чином, протягом майже всього періоду досліджень вміст розчинного кисню у воді ставі був нижчий за рибогосподарську ГДК ($4,0 \text{ мг/дм}^3$). Отримані нами результати підтверджуються і ретроспективними літературними даними, відповідно до яких у 2002 р. у воді даного ставу також спостерігався кисневий дефіцит. Зокрема, у лютому 2002 р. абсолютний вміст кисню не перевищував $1,28 \text{ мг/дм}^3$ (9,5% насичення), а в травні 2002 р. – $2,28 \text{ мг/дм}^3$ (10,2%). Крім того, в цей же період у воді ставу був виявлений сірководень, концентрація якого дорівнювала або перевищувала вміст кисню – $0,98$ – $2,76 \text{ мг/дм}^3$ (Ситник та ін., 2005).

У другому ставі в каскаді також був відмічений дефіцит розчинного кисню, але меншого ступеню, ніж у першому ставі. Наприкінці червня абсолютна концентрація кисню становила $2,08 \text{ мг/дм}^3$ (26% насичення при температурі води 26°C). На початку липня спостерігалось зростання вмісту кисню до $7,04 \text{ мг/дм}^3$ (83% насичення при температурі води 23°C). Наприкінці липня кисневий режим знову погіршився – вміст кисню знизився до $5,30 \text{ мг/дм}^3$ (58% насичення при температурі 23°C).

Таким чином, у перших двох ставах каскаду на струмку Сирець сформувався екстремальний кисневий режим, який є небезпечним для існування гідробіонтів.

У той же час, у замикаючому ставі в каскаді, розташованому в центральній частині парку, спостерігався більш оптимальний кисневий режим. Наприкінці червня абсолютний вміст кисню становив $8,08 \text{ мг/дм}^3$ (101% насичення при температурі води 26°C). На початку липня відмічено збільшення вмісту кисню до $10,60 \text{ мг/дм}^3$ (127% насичення при температурі води 24°C), ймовірно зумовлене інтенсивним розвитком фітопланктону. Наприкінці липня концентрація кисню зменшилась до $7,2 \text{ мг/дм}^3$ (82% насичення при температурі води 24°C).

На основі отриманих даних нами була проведена оцінка екологічного стану досліджуваних водойм відповідно до «Екологічної класифікації якості поверхневих вод суші», розробленої в Інституті гідробіології НАН України (Методи..., 2006). У першому ставі в каскаді абсолютний вміст кисню за період наших досліджень у середньому становив $2,96 \pm 1,57 \text{ мг/дм}^3$ ($34 \pm 17\%$ насичення), отже за якістю води став належить до полісапробної зони, а його екологічний стан оцінюється як «дуже поганий». У другому ставі в каскаді середній вміст кисню складав $4,80 \pm 1,45 \text{ мг/дм}^3$ ($55 \pm 16\%$ насичення), отже його якість води належить до α -мезосапробної зони і екологічний стан оцінюється як «поганий». Тільки замикаючий став, розташований у центральній частині парку, за вмістом кисню ($8,63 \pm 1,01 \text{ мг/дм}^3$ або $103 \pm 13\%$ насичення) може бути віднесений до α -олігосапробної зони якості води і його екологічний стан оцінюється як «дуже добрий».

Таким чином, результати досліджень кисневого режиму вказують на несприятливий екологічний стан ставів на струмку Сирець, розташованих на початку каскаду, що зумовлено відсутністю або порушенням водоохоронних зон. Екстремально низький вміст кисню у воді даних ставів формує загрозу для існування гідробіонтів різних трофічних рівнів і екологічних груп і потребує негайного проведення природоохоронних заходів.

У той же час, замикаючий став у каскаді, розташований у центральній частині парку, поза межами впливу антропогенних чинників, характеризується оптимальним кисневим режимом і можна стверджувати про домінування в його екосистемі природних процесів.

М. О. Сон

*Одесский филиал Института биологии южных морей НАН Украины, Одесса, Украина
e-mail: michail.son@gmail.com*

ПРОБЛЕМЫ ПОИСКА ВИДОВ-ИНДИКАТОРОВ ГИДРОМОРФОЛОГИЧЕСКИХ ИЗМЕНЕНИЙ МОРСКИХ ЭКОСИСТЕМ

Использование гидроморфологических критериев в экологических оценках окружающей среды в европейской экологической политике определяется положениями двух законодательных документов — Водной рамочной директивы (ВРД) и Рамочной директивы морской стратегии (РДМС). Гидроморфологический критерий включает условия приливно-отливного режима, морфометрических условий, состояния субстрата и т.д..

В настоящий момент, наиболее разработанной сферой применения экологической индикации в морских экосистемах является индексы, основанные на показателях бентоса мягких субстратов (состава, обилия, видового богатства и др.), широко тестированные на европейских морях и находящиеся сейчас на стадии региональной интеркалибрации между государствами – членами ЕС.

Наиболее распространенным индикатором для оценки состояния морских экосистем является индекс AMBI, основанный на показателях доминирования разных экологических классов организмов макрозообентоса мягких субстратов, ранжированных по их толерантности к антропогенным нагрузкам. Кроме многочисленных разновидностей AMBI, оценку взаимоотношений в рамках концепциях К-стратегов, r-стратегов и оппортунистов используют десятки бентосных индексов мягких грунтов, большинство из которых крайне близки по идеологии и основаны на модели Пирсона-Розенберга либо соответствия наблюдаемого сообщества ненарушенному.

Анализ чувствительности таких индексов показал, что сфера применения подобных индексов ограничена оценкой эвтрофикации и локального органического загрязнения. В многочисленных публикациях об индексах группы AMBI упоминается, что они отображают также широкий спектр иных нагрузок (в частности, гидроморфологических нарушений), но анализ первоисточников, в котором приведены эти «дополнительные нагрузки», показывают, что воздействия части приведенных нарушений могут сводиться все к тем же изменениям трофики – отгорожение дамбами участков эстуариев, вскрытие изолированных эстуарных водоемов и т. д. При активном использовании и тестировании различных индексов была выявлена критическая проблема в их использовании: принципиальное влияние на их результаты естественной вариабельности окружающей среды.

Главным испытанием разнообразных подходов в морской биоиндикации стал парадокс эстуарного качества – выявленное сходство показателей нормальных сообществ эстуарной бентосной фауны и флоры с показателями морских сообществ, подверженных

антропогенному стрессу. Эстуарная биота, находящаяся в хорошем состоянии может быть менее разнообразной, не содержать К-стратегов и быть представленной мелкими экземплярами по сравнению с морской. Все эти отличия не универсальны, что делает непредсказуемым поведение большинства известных индексов в переходных водах (к которым, в этом смысле, можно отнести все СЗЧМ).

Альтернативой биотическим индексам становится биотопический подход. Теоретической основой биотопического подхода в оценке морской среды является пространственная локализация ключевых функций морской экосистемы (например, первичная продукция формируется в одних биотопах, транспортируется через другие и потребляется в третьих). В связи с этим различные биотопы являются не только пространственными единицами ландшафта, но и функциональными единицами экосистемы. Таким образом, даже простое картирование биотопов является визуализацией состояния экосистемы и происходящих в ней процессов. В рамках подобных задач также развита концепция биофации – одновременно комплекса видов и субстрата, сформированного локальными физическими условиями (гидродинамикой, геоморфологией, гранулометрией, соленостью и др.).

Особенностью использования биотопов/биофаций в качестве экологических индикаторов является высокий потенциал к прогнозированию и моделированию ситуации, поскольку ответ одинаковых биотопов на определенные типы нарушений вполне предсказуем. Так, Benthic Biotope Index позволяет предсказать распределение в эстуарии трофических условий, соответствующих в градиентах антропогенных нагрузок небольшому количеству биотопов, выделенных на основании физико-химических параметров.

В определенной степени концепции биофаций соответствует и методология CARLIT (CARtography of LITtoral and upper-sublittoral rocky-shore communities), использующая в качестве индикаторов типы сообществ, соотнесенные с классами экологического качества (т. е. опирается не на наличие градиента изменений, а на соответствие индикатора определенной экологической ситуации). Суть подхода CARLIT в широкомасштабном картировании легко узнаваемых сообществ, соотнесенных с «релевантными геоморфологическим сочетаниям» – наиболее распространенными сочетаниями естественных геоморфологических условий побережья. По сути дела, конечный картографический продукт вполне соответствует рассмотренному выше биотопическому подходу, несмотря на то, что индекс создавался вне концепции биотопов/биофаций.

Биотопический подход крайне важен для оценки гидроморфологической деградации еще по одной причине. Как функционирование экосистем прибойной зоны, так и само формирование ключевых местообитаний, в значительной степени определяется экосистемными инженерами (видами, преобразующими абиотическую среду). Они являются здесь источниками биогенных наносов (раковины моллюсков, выносы водорослей и морских трав), биотурбаторами и биоирригаторами песка (различные беспозвоночные); регулируют силу волн (луга морских трав), турбулентность (макрообрастатели), эоловые процессы (растительность серых дюн и кромки пляжа) и т. д.

Выпадение экосистемного инженера (в отличие от других видов) – это не просто элемент градиента изменений биотопа или обеднения сообщества, а гидроморфологическое изменение, само по себе. Учитывая, что в прибойной зоне экосистемные инженеры часто определяют условия биотопов, которые не являются средой их непосредственного обитания, необходимо развитие, в перспективе, биотопических подходов, комплексно учитывающих состояние различных биотопов, объединенных связью с одним экосистемным инженером.

Ключевыми группами среди которых следует выбирать виды индикаторы в этом контексте становятся экосистемные инженеры прибойной зоны (в первую очередь, ракообразные – биотурбаторы и биоирригаторы) и группы, маркирующие специфические субстраты (например, *Donacilla*, *Ophelia*, *Euridice* и т. д. для песчаных побережий; обрастатели, камнеточцы и древоточцы для твердых субстратов).

Є.В. Старосила

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

ФУНКЦІОНУВАННЯ БАКТЕРІОЦЕНОЗУ В МІЛКОВОДНІЙ ЗОНІ ВОДОСХОВИЩА

Властивості мікроорганізмів надзвичайно різні. Характер мікробіологічних процесів у гідроєкосистемах залежить від факторів середовища. Бактерії можуть пристосуватися до різних джерел харчування, концентрації розчинених речовин, вони стійкі до недостачі вологи, коливань температури, осмотичного тиску, променевої енергії, можуть швидко розмножуватися тощо.

Зміна загальної солоності водойм залежить від кліматичних умов: аридизації та вологості. Враховуючи можливі кліматичні тренди (потепління чи похолодання), збільшення зон «термального забруднення» водойм від атомних та гідроелектростанцій, промислового сектору, а також виникнення природних кліматичних аномалій (наприклад, жарке літо 2010 р., сильні снігопади на весні 2013 р.), дослідження можливостей гідробіонтів в умовах змін стають все більш актуальними. У періоди засухи випарні процеси призводять до концентрації солей, а у періоди дощів відбувається розбавлення за рахунок атмосферних осадів. Значне скорочення та перерозподіл річкового стоку може призвести до зміни солоності в великих регіонах. По відношенню до концентрації солі в розчині мікроорганізми здатні витримувати концентрації NaCl від 2 до 25‰ (океани, моря, солоні озера тощо). Зміна загальної солоності, а саме співвідношення йонів, спричиняє найбільший вплив на гідробіонтів. Причина токсичної дії пов'язана як зі зміщенням співвідношення йонів, так і з високою солоністю. Ці показники складу води визначають загальний задовільний соленосний діапазон, а також діапазони розмноження та розвитку водних організмів. Визначити границі допустимих змін загальної солоності та йоного складу вод для представників фауни конкретних водних об'єктів можливо тільки експериментально.

Чисельність, а також домінування тієї чи іншої еколого-трофічної групи бактерій дозволяють отримати уяву о різноманітності бактеріального населення у природних умовах. Значна пластичність мікробного угруповання, дозволяє йому при значних, але коротко чергових коливаннях чисельності і біомаси, зберігати відносно постійний рівень кількісного розвитку. Показником функціональної активності бактеріального угруповання є чисельність активнодихаючих клітин, розрахована у відсотковому відношенні до загального числа бактерій.

Завданням досліджень було встановлення особливості структурно-функціонального стану бактеріоценозів за показниками кількості (чисельність оліготрофних та евтрофних бактерій, кількість бактерій толерантних до підвищеної солоності) і активності (клітини з

активною електронно-транспортною системою) еколого-трофічних груп у воді та донних відкладах.

Робота виконана на Київському водосховищі, що займає головне положення у дніпровському каскаді (площа — 922 км², об'єм — 373 км³, середня глибина — 4 м, максимальна — 14,5 м). Дослідження проведені у 2013 р. під час експедиційних виїздів до верхньої частини водойми. Об'єктом дослідження був бактериопланктон та бактеріобентос мілководної зони водосховища.

Для визначення у бактериопланктоні та бактеріобентосі мікроорганізмів з різними трофічними потребами проби води та донних відкладів висівали на РПА (для підрахунку евтрофних бактерій) та на голодний агар, який містив 25 мг/дм³ поживного агару Діфко (для підрахунку оліготрофних бактерій) (Кузнецов С.И., 1989). Серед евтрофних бактерій враховували чисельність мікроорганізмів з активною електронно-транспортною системою (ТТХ⁺) (Олейник Г.Н., 1995). Виявлення бактерій толерантних до підвищеної солоності проводили на поживному середовищі РПА з добавкою відповідного відсотку хлориду натрію (концентрація розчинів 0,1; 0,2; 0,5; 1,0; 1,5%).

За час спостережень у воді чисельність евтрофних бактерій становила від 1,5 до 3,0 тис. кл/см³, а оліготрофних — 0,01–0,7 тис. кл/см³. Доля клітин з активною електронно-транспортною системою у воді була 66,7–99,9 %. Для евтрофних бактерій води відмічали стійкість до NaCl у концентраціях від 0,1 до 0,5%, це становило 3–40% від загальної кількості мікроорганізмів, врахованих на поживному середовищі без добавки NaCl. Також спостерігали зниження швидкості розмноження у 10–18 разів з підвищенням градієнту солоності.

У донних відкладах кількість евтрофних бактерій коливалася у широких межах від 51,2 до 245,1 тис. кл/г, а оліготрофних — від 6,0 до 11,2 тис. кл/г. Клітин з активною електронно-транспортною системою в осаді складала 95,2–99,9 %. Для евтрофних бактерій донних відкладів реєстрували високу стійкість до солей. Чисельність мікроорганізмів, що здатні рости на МПА з концентрацією солі, складала 17,7–90,2% загальної кількості бактерій, врахованих на поживному середовищі без добавки NaCl. Швидкість розмноження евтрофних бактерій на середовищах з добавкою солі була у 1,6–5,7 рази повільнішою, порівняно з середовищем РПА без добавки.

Порівнянні отриманих даних показало наступне. У воді чисельність евтрофних та оліготрофних бактерій відповідно у 70 та 9 разів нижча, ніж у донних відкладах, що є характерним для мозаїчного розподілу та розвитку мікроорганізмів водоймах різного типу. Кількість оліготрофних бактерій у воді та донних відкладах водосховища була до 22 раз нижчою, ніж евтрофних. Це свідчить про значну кількість легкодоступних поживних речовин у воді та донних відкладах мілководдя водосховища, які можуть грати роль «компенсаційного фактору» при несприятливих умовах. Функціональна активність бактерій свідчить про інтенсивні процеси життєдіяльності в угрупованні.

Мікробне угруповання води та донних відкладів становить активну та інформативну складову екосистеми, здатне, завдяки адаптаційним можливостям, швидко реагувати на зміну навколишніх умов. Ця реакція виражена у зміні структурних та функціональних характеристик. Бактериопланктон та бактеріобентос характеризується різноманітністю мікроорганізмів різних еколого-трофічних груп. Поряд з евтрофними бактеріями розвиваються оліготрофні, доля яких становить до 20% загальної чисельності. Евтрофам властива толерантність до солоності.

Halyna Tkachenko, Natalia Kurhaluk

*Department of Animals Physiology, Department of Zoology,
Institute of Biology and Environment Protection,
Pomeranian University in Slupsk, Arciszewski Str. 22b, 76-200 Slupsk, Poland;
tkachenko@apsl.edu.pl, kurhaluk@apsl.edu.pl, biology.apsl@gmail.com*

OXIDATIVE STRESS BIOMARKERS IN LIVER OF SEA TROUT (*SALMO TRUTTA M. TRUTTA L.*) AFFECTED BY ULCERATIVE DERMAL NECROSIS SYNDROME

During 2007-2012 years, an obvious increase of moribund wild salmonids (sea and rainbow trout) with ulcerative dermal necrosis (UDN) syndrome was recorded in the Northern Pomerania region. UDN is an historical condition affecting salmonids that have come and gone for over a century without a final clear diagnosis. A lot of work was performed regarding UDN syndrome in fish (Law, 2001; Majumdar *et al.*, 2007; Harikrishnan *et al.*, 2009, 2010).

UDN syndrome is an epizootic fish disease characterized by presence of severe, open dermal ulcers on the various regions of the fish (McGarey *et al.*, 1991). The role of *Aeromonas hydrophila* and *A. sobria* in ulcerative disease syndrome is believed to be opportunistic or secondary, and these bacteria are thought to play an important role in this degenerative disease (McGarey *et al.*, 1991). The plasmid plays a pivotal role in the phenotype, growth and virulence of *A. hydrophila* and pathogenesis of aeromonad in UDN syndrome (Majumdar *et al.*, 2007).

Extensive studies have documented that *A. hydrophila* induce in UDN-infected fish focal haemorrhage, oedema, and dermal necrosis exposing the underlying muscle (Harikrishnan *et al.*, 2009). For example, Olivier *et al.* (1981) found that strains of *A. hydrophila* produced a dermonecrotic factor and were enterotoxigenic. Kozińska and Pękala (2012) suggest that *A. hydrophila* is the most versatile and dangerous species among fish pathogens from the genus *Aeromonas* and able to cause acute form of disease with septicaemia syndrome. Adhesion to various cells of fish organism may be the principal marker to detect virulent *Aeromonas* strains, which may cause specific disease spectrum (Kozińska and Pękala 2012). Řehulka (2002) described the gross lesions of the skin and internal organs of the rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) affected by *Aeromonas* strain. It has been suggested that *Aeromonas* infection caused depigmented erosions of various sizes mainly on the sides near the gill covers, the lesions were filled with clear to slightly turbid exudate, in some cases with a slight tint of blood and altered muscle. The muscle does not disintegrate under the skin bulge. The majority of the fish had pale gills, indicating different degrees of anaemia, exophthalmus and inflammations around the bases of the pectoral fins. Hyperaemia of the wall of the swim-bladder, splenomegalia, and petechial haemorrhages on the liver were found inside the abdominal cavity. The kidneys showed signs of albumin dystrophy and formation of hyaline droplets in the epithelium of proximal tubules. The wall of the macroscopically altered swim-bladder was thickened, congested and infiltrated edematous matter (Řehulka, 2002).

Many environmental stress factors engage signaling pathways that are activated in response to oxidative stress. The same sequences of events are also associated with the etiology and early pathology of many diseases. The depletion of antioxidant defense system and changes in the activities of various antioxidant enzymes indicative of lipid peroxidation have been implicated in oxidative tissue damage (Limón-Pacheco and Gonsebatt, 2009). The balance between prooxidant factors and antioxidant defenses in biological systems can be used to assess toxic effects of UDN syndrome. Our previously studies have shown that UDN seems to be quite capable of causing

oxidative stress in liver, muscle, heart, and spawn of brown trout (Kurhalyuk *et al.*, 2009, 2010, 2011; Kurhalyuk and Tkachenko, 2011; Tkachenko *et al.*, 2011).

Objective of the present study was to examine the oxidative stress biomarkers level in the hepatic tissue of males and females of sea trout (*Salmo trutta m. trutta* L.) from healthy specimens and naturally UDN-affected trout from Ślupia River (Northern Poland, Central Pomeranian region). Activities of antioxidant enzymes such as superoxide dismutase (SOD), catalase (CAT), glutathione reductase (GR), and glutathione peroxidase (GPx), and the total antioxidative capacity (TAC), as well as oxidative stress biomarkers (thiobarbituric acid reactive substances (TBARS) and stable 2,4-dinitrophenyl hydrazine derivatives of the oxidative modified carbonyl groups level) were measured.

Adult sea trout (*Salmo trutta m. trutta* L.), 3-5 years of age, were collected from site on the Ślupia river, Ślupsk, Northern Poland. The sampling for analysis from 73 healthy males and 87 females (control group), as well as 122 males and 73 females of sea trout affected by UDN syndrome (study group) was collected directly after catch. After catching, microbiological tests were carried out. These tests suggested that *A. hydrophila* complex caused UDN syndrome (Szewczyk, 2005). The pathogen was isolated from the infected sea trout. Specimens in each group were dissected. One fish was used for each preparation. Each liver sample was homogenized in cold Tris-HCl buffer (100 mM, pH 7.2) to obtain a 10% (w/v) hepatic homogenate. The enzymatic reactions were started by the addition of the tissue supernatant. An aliquot of the homogenate was used to determine the lipid peroxidation status of the sample by measuring the TBARS concentration of, carbonyl groups as an indication of oxidative damage to proteins, as well as SOD, CAT, GR and GPx activity and TAC.

Data were checked for assumptions of normality using the Kolmogorov–Smirnov one-sample test ($p > 0.05$). Homogeneity of variance was checked using the Levene test. One-way analysis of variance (ANOVA) was used to check for differences between the control and UDN-affected group. Significance of differences between data was examined according to Zar (1999). Differences were considered significant at $p < 0.05$. Correlations between parameters at the set significance level ($p < 0.05$) were evaluated using Spearman's analysis. All statistical analysis was performed by STATISTICA 8.0 software (StatSoft, Poland).

No differences in TBARS level between healthy and UDN-affected trout were found. In both UDN-affected males and females, protein oxidation showed higher values as compared to the healthy trout. UDN syndrome caused a decrease in antioxidant enzyme activities. They included CAT, GPx and GR activities and TAC level. This might be due to the inactivation of the above-mentioned enzymes by the end products of protein peroxidation. In contrast, no significant differences were observed for SOD activity in liver of UDN-affected females. SOD is one of the several enzymatic systems often activated during oxidative stress and exposure to contaminants. The activation in SOD activity may result in cellular injury by superoxide radicals and activation of enzyme by interaction with oxygen radicals. This situation may reflect the high correlative relationship between oxidatively modified protein content and SOD activity in the liver of UDN-affected females ($r = 0.250$, $p = 0.033$). CAT, associated with other enzymatic antioxidants (peroxidases, SOD) is capable of removing, neutralizing, or scavenging ROS and is, with the GSH redox cycle, the primary cellular enzymatic defense system against hydrogen peroxide (H_2O_2), that it converts to H_2O and O_2 (Dorval and Hontela, 2003). The decreased CAT activity in UDN-affected trout indicates the reduced capacity to scavenge hydrogen peroxide produced in response to UDN-caused oxidative stress.

Glutathione-mediated antioxidant defense system appears to be important in protecting cells against UDN-induced oxidative stress. The most important antioxidant enzymes in connection with

lipid peroxidation are glutathione peroxidases, reductase, and transferase (Hayes and McLellan, 1999). GPx is dependent on access to glutathione disulfide by the GR, the NADPH-dependent enzyme. Decrease of glutathione-mediated antioxidant defense system results in oxidative stress and increased cytotoxicity, whereas elevation of intracellular GSH levels is recognized as an adaptive response to oxidative stress (Sagara *et al.*, 1998). The activities of GR and GPx were significantly decreased in the UDN-affected fish compared to the healthy group. These results suggest that both the glutathione-mediated antioxidant defense system and endogenous CAT play a critical role in intracellular antioxidant defenses against UDN-induced oxidative stress. The importance of the glutathione-mediated antioxidant defense system in protection against oxidative stress was also demonstrated in rainbow trout adrenocortical cells (Dorval and Hontela, 2003).

In conclusion, in both males and females, carbonyl derivatives of oxidatively modified proteins in the hepatic tissue from UDN-affected trout showed higher values as compared to the respective control. Moreover, the increased of protein oxidation biomarkers modifies antioxidant defense system and caused inhibition of GPx and CAT activity, as well as TAC level. This study encourages efforts to extend the knowledge of oxidative stress biomarkers for the identification of *Aeromonas*-induced disorders and specific responses of fish typical of the UDN syndrome.

This study was funded by the Departmental Grant for Young Scientists of Pomeranian University in Slupsk.

О.П. Холодъко

*Институт гідробіології НАН України, Київ, Україна
e-mail: OJL_HOJLOD@ukr.net*

ПЕРЕРОБКА БЕРЕГІВ ЯК ДЖЕРЕЛО НАДХОДЖЕННЯ АВТОХТОННОЇ РЕЧОВИНИ ДО КИЇВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

Абразія берегів і винесення продуктів їх руйнування до водосховища, розглядаються як одні з важливих процесів, які багато в чому визначають продуктивність водойми.

Вивчення процесів формування рельєфу прибережної зони крупних рівнинних водосховищ, як правило, проводяться в межах вузької берегової відмілини, яка утворилася на ділянках з береговою абразією. Інші мілководні ділянки водосховищ, в тому числі мілководдя, які примикають до слабкорозмивних берегів, з поля зору звичайно випадають.

У Київському водосховищі, систематичні спостереження за переформуванням берегів були розпочаті у 1965 році, паралельно з наповненням водойми до проектних відміток. За їх результатами було встановлено характер руйнування берегів, а також розраховано об'єми та масу породи, що надходить до водосховища в результаті цього процесу.

Найбільш достовірними і повними даними у даному питанні володіє Дніпровське басейнове управління водних ресурсів (ДБУВР), до складу якого входить відповідна служба (відділ технічного забезпечення моніторингу та вишукувальних робіт), яка займається вивченням і дослідженням інженерно-геологічних та гідрогеологічних умов територій, які зазнають впливу водосховищ.

До функцій даної групи відносять дослідження прибережних територій водойми, для встановлення втрат земельних угідь внаслідок абразійних процесів, а також перевірка

дотримання водного та земельного законодавства в межах прибережних захисних смуг закріплених за місцевими радами територій, з обов'язковою видачею приписів у випадку їх порушення. Це дуже важлива і необхідна робота з точки зору підтримання екосистеми водойм і якості води в них у належному стані.

Ще до початку наповнення Київського водосховища, Харківським філіалом інституту «ГІДРОПРОЕКТ» ім. С.Я. Жука, на майбутніх берегах була розбита мережа інженерно-геологічних створів, з закріпленими на них монолітами, головною функцією яких було встановлення кількісних характеристик абразійної діяльності хвиль в межах ділянок, які будуть підвержені впливу водойми. Крім того на створах проводилися інструментальні зйомки відступу бровки берегового уступу, проміри глибин у прибережній зоні, виміри швидкості води в її межах, відбір проб ґрунту з берегового уступу та відмілини для визначення механічного складу і об'ємної маси порід, які складають береги.

Вся інформація про ці ділянки (протяжність, висота бровки берегового уступу, геотехнічні властивості ґрунтів, які їх складають) була зведена у Кадастрі берегів Київського водосховища.

Таким чином, завдяки проведеним роботам, було встановлено, що найбільше значення для розвитку процесів розвитку нових берегів водосховищ відіграє вітрове хвилювання. Але через значне різноманіття літологічної будови, берегові схили руйнуються по різному. В нижній частині водосховища та на його правому березі до затоки р. Тетерів, протяжністю 42 км, береги руйнуються у вигляді зсувів, осипів, обвалів. У верхній частині водойми і на річкових ділянках загальною довжиною 140 км, де розвиток вітро-хвильових процесів обмежений внаслідок малої ширини акваторії, деформація берегів пов'язана з ерозією викликаною русловими процесами. Акумулятивні форми берегів (близько 10 км) поширені у гирлових ділянках заток, балок і ярів, де в наш час відбувається накопичення осадів. Від затоки по р. Тетерів до заток по рр. Прип'ять і Дніпро (всього 194 км) простягаються нейтральні береги, для яких характерна відсутність помітної деформації їх схилів внаслідок абразії або акумуляції. Крім того можна виділити кілька ділянок техногенних берегів, які утворені внаслідок пляжевих наливів в районі сс. Глібівка, Ясногородка, мису Хом та захищених Ірпінською, Правобережною і Лівобережною захисними дамбами (112 км). На деяких ділянках, протяжністю близько 11 км, відбуваються як абразійні процеси руйнації у вигляді осипів так і ерозійні процеси.

Загалом, за роки існування Київського водосховища, берегова лінія внаслідок розмиву і подальшого свого вирівнювання скоротилася на 12 км.

Береги Київського водосховища складені в основному алювіальними породами. Це обумовило інтенсивний розвиток абразії, особливо в перші роки існування водосховища, коли на деяких ділянках за рік розмивало до 20 м і більше берегів. Однак з часом процес переформування берегів значно уповільнився. Згідно даних ДБУВР, починаючи з першої половини 90-х років минулого століття відмічається зниження інтенсивності переформування берегів. Причини цьому – підтримка рівня води у водоймі на стабільних відмітках, вирівнювання берегової лінії у водосховищі, збільшення ширини берегової відмілини і значна кількість вищої водної рослинності, що на ній розвивається. Крім цього, на правому березі водосховища, особливо в районі примикання до греблі Київської ГЕС (сс. Нові і Старі Петрівці), нині відбувається укріплення берегових схилів, що зазнавали зсувної діяльності. А це також значно знижує надходження автохтонного матеріалу до чаші водосховища. Згідно даних польових досліджень відділу технічного забезпечення моніторингу та вишукувальних робіт Дніпровського БУВР за 1995-2005 рр. (див. табл.), які

вказують на поступове зниження темпів переробки берегів, до Київського водосховища нині щорічно потрапляє в середньому близько 330 тис. т продуктів розмиву берегів. При розрахунках величини щорічного надходження автохтонної речовини внаслідок переробки берегів було використано морфометричні показники кожної із дослідних ділянок (висота берегового схилу, його крутизна, протяжність берегів різного типу), а також геотехнічні властивості ґрунтів, що складають береги.

Таблиця

Щорічна переробка берегів різних типів Київського водосховища (за даними ДБУВР)

| Тип берега | Періоди | |
|----------------------------|---------------|---------------|
| | 1996–2000 рр. | 2001–2005 рр. |
| Абразійно-осипний | 0,0–6,8 | 0,0–3,7 |
| Абразійно-обвальний | 0,2–4,6 | 0,1–2,7 |
| Абразійно-обвально-осипний | 0,0–3,5 | 0,0–1,5 |
| Абразійно-ерозійно-осипний | 0,0–1,2 | 0,0–0,3 |
| Абразійно-зсувний | 0,0–1,5 | 0,1–1,5 |
| Техногенний | 0,0–18,0 | 0,0–7,5 |

Звичайно, що продукти розмиву берегів у подальшому беруть участь у формуванні комплексу донних відкладів. Різнозернисті піски, супіски та мергелі, що складають береги водосховища, внаслідок значної об'ємної маси скелета беруть участь у формуванні берегової відмілини. При значному хвилюванні найдрібніші фракції породи, яка потрапила до водойми, змучуються і поступово мігрують до зон з більш спокійним гідродинамічним режимом, а саме: затоплених русел Дніпра та його стариць, де беруть участь у формуванні мулистих донних відкладів. Більш крупні фракції, що формують відмілину, при посиленому хвилюванні проходять певний процес сортування за розміром і, в деяких випадках, саме такі відклади беруть участь в утворенні акумулятивних форм берегів, першою ознакою утворення яких можна вважати заростання вищою водяною рослинністю у приурізовій частині.

Таким чином, формування берегів Київського водосховища відбувається в умовах незначної амплітуди коливання рівня води, значної зміни потужності вітрового хвилювання при слабкому опорі порід хвильовому розмиву і внаслідок значного за потужністю вздовжберегового потоку наносів.

Черой А.И.¹, Колесник М.О.²

¹*Дунайская гидрометеорологическая обсерватория, Измаил, Украина
e-mail: cheroy_a@mail.ru*

²*Одесская национальная морская академия, Измаильский факультет
e-mail: veselskiymax@mail.ru*

ГИДРОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ ПРОНИКНОВЕНИЯ МОРСКИХ ВОД В СУДОХОДНЫЕ КАНАЛЫ (НА ПРИМЕРЕ ДЕЛЬТЫ ДУНАЯ)

При сочетании ряда гидрологических факторов в устье реки: уменьшения речного стока, нагонах, приливах зона смешения речных и морских вод может распространяться с устьевого взморья на устьевой участок реки. Проникновению клина соленых вод в значительной степени благоприятствуют изменения естественной морфологии устья и прежде всего углубления баров и перекатов. Явление интрузии крайне неблагоприятно для использования водных ресурсов и экологически очень опасно. Проникновение морских вод способствует заилению судоходных каналов, создает проблемы в работе водозаборов. Соленые воды становятся губительными для пресноводной биоты и особенно бентоса, заставляют мигрировать большинство видов рыб, осолоняют подземные воды, грунты дельты.

В дельте Дуная, в естественных условиях периодически возникают условия для проникновения морской воды в рукава дельты. Поступление морской воды, как правило, обусловлено сочетанием маловодных фаз с ветровыми нагонными явлениями.

Результаты исследований процесса проникновения соленых вод в рукава дельты Дуная представлены в ряде зарубежных работ и в современной монографии (Гидрология дельты Дуная, 2004). Прежние полевые исследования были проведены на территории Румынии в Сулинском рукаве в XX в., а также в 80-х годах XX в рукаве Прорва на территории Украины. Было установлено, что в дельте Дуная клин солености в экстремальных случаях может подниматься на расстояние до 17 км от устьевого расширения судоходного канала.

После проведения дноуглубительных работ на баре рукава Быстрого в 2004 г. возникли благоприятные условия для проникновения солоноватых вод через морской подходной канал. Хотя ранее через этот рукав соленая вода не проникала даже в условиях нагона и низкой межени. Исследование процессов интрузии, в современных условиях, проводилось Дунайской ГМО в период 2007–2013 гг. в рамках выполнения программы комплексного экологического мониторинга при возобновлении и эксплуатации ГСХ Дунай – Черное море. Установлены некоторые закономерности проникновения морских вод в русло реки. Были предложены новые методы определения наличия соленой воды в рукаве с использованием стандартных гидрометрических приборов.

Продолжающиеся сокращение стока Килийского рукава, а также планируемое увеличение проходных глубин на баре рукава Быстрый будут со временем усиливать процессы интрузии в украинской части дельты Дуная и могут привести к масштабным гидроэкологическим проблемам.

Изучение проникновения соленых вод в рукава дельты Дуная требует отдельного комплексного изучения, с привлечением к этой работе ряда специалистов гидробиологической и экологической направленности.

М.С. Черткова

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

МАКРОФИТЫ ЕРИКОВ ГОРОДА ВИЛКОВО

Город Вилково был основан в 1775 году на левом берегу реки Дунай, в месте, где почти 300 лет назад Килийский рукав Дуная начал формировать свою морскую дельту. Вилково – самый молодой город на реке Дунай, благодаря разветвленной сети внутренних водных путей, называемых ериками (рис.) известный, как «украинская Венеция».



Рис. Карта города Вилково (темно-серыми линиями обозначены ерики города)

Из дунайских наносов жители воздвигали небольшие островки, на которых строили свои дома. Длительное время, пока рыбный промысел был основным для вилковчан, лодки являлись единственным видом транспорта, а ерики служили дорогами, которые соединяли город с материком и рекой. Поскольку от ериков во многом зависела жизнь и благополучие жителей, за ними внимательно следили, чистили, постоянно поддерживая в рабочем состоянии. В нынешнее время большая часть ериков утратили свое значение (не каждый имеет выход в Дунай), заилились, сузились и обмелели; некоторые превратились чуть ли не в сточные канавы, а некоторые вообще засыпаны и заняты огородами. Подробное описание состава макрофитов ериков в литературе не встречается, что и стало основной задачей наших исследований.

Работа проводилась стандартными гидрботаническими методами летом (конец июля-начало августа) и осенью (конец сентября) 2013 года. Предварительный обход ериков показал, что ширина их колеблется от 4 до 6 м, глубина в летний период - 20-80 см, осенью уровень воды обычно падает на 30-40 см. В июле температура воды составляла 24-25°C, в сентябре на 4-5° ниже. Растительный покров их довольно однороден. По берегам распространены *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud (Тростник обыкновенный), *Sparganium erectum* L. (Ежеголовник прямой), *Butomus umbellatus* L. (Сусак зонтичный), *Alisma plantago-aquatica* L. (Частуха подорожниковая), *Typha angustifolia* L. (Рогоз узколистный), *Typha latifolia* L. (Рогоз широколистный), *Acorus calamus* L. (Аир обыкновенный), *Sagittaria sagittifolia* L. (Стрелолист стрелолистный), *Glyceria maxima* (C. Hartm.) Holmb. (Манник большой).

Из настоящих водных видов доминируют, как правило *Ceratophyllum demersum* L (Роголистник темно-зеленый)(с проективным покрытием (ПП) в июле 40-70%) и *Elodea canadensis* Michx. (Элодея канадская), ПП которой составляло 40-50%.

Среди погруженных гидрофитов часто в незначительных количествах встречаются *Potamogeton crispus* L. (Рдест курчавый) и *Potamogeton pectinatus* L. (Рдест гребенчатый). Представителями растений с плавающими листьями являются *Trapa natans* L. s.l (Водяной орех плавающий), *Nymphaea alba* L. (Кувшинка белая) и *Potamogeton natans* L. (Рдест плавающий). Экогруппа свободноплавающих гидрофитов, представлена *Hydrocharis morsus-reanae* L. (Водокрас обыкновенный), *Lemna minor* L. (Ряска малая), *Lemna gibba* L. (Ряска горбатая), *Spirodella polyrrhiza* (L.) Schleid (Спиродела многокорневая), *Salvinia natans* (L.) All. (Сальвиния плавающая). *Lemna minor*, покрывающая летом поверхность слабопроточных ериков на 40-50%, осенью сокращает свое участие до 10-20% ПП, тогда как в более активных, ее покрытие не меняется и составляет 5-10%. При этом осенью с поверхности воды практически исчезла *Spirodella polyrrhiza*, проявляющая значительную морфологическую пластичность по отношению к температуре, летом ее участие в формировании ассоциаций свободноплавающей растительности составляет 10-40%, тогда как осенью она практически полностью исчезла с поверхности воды и только в небольших количествах присутствовала в ее толще(1% и менее). Вид *Salvinia natans*, ПП которого летом не превышало 15%, к осени образовали густые ковровые заросли на поверхности ериков.

Таким образом, в составе макрофитов ериков было выявлено 12 видов настоящей водной и 9 - прибрежно-водной растительности. Доминантами в растительных сообществах ериков выступают *Ceratophyllum demersum* и *Elodea canadensis* среди погруженных растений, *Trapa natans* среди растений с плавающими листьями, *Salvinia natans*, *Lemna minor* и *Spirodella polyrrhiza* – среди свободноплавающих на поверхности воды. Осеннее обследование выявило изменения ПП как погруженных растений, так и свободноплавающих растений.

А.Г. Шерело

Національний університет біоресурсів і природокористування України, Київ
e-mail: nich7@ukr.net

ПРОБЛЕМИ ФОРМУВАННЯ СТАТЕВИХ ПРОДУКТІВ РІЗНИХ ВИДІВ РИБ

Проблеми дослідження різних ланок репродуктивного циклу риб, зокрема, процесів розвитку статевих продуктів, швидкості статевого дозрівання, особливостей перебігу статевих циклів у видів з різною біологією, екологією нересту, ритмом розмноження за різних умов перебування, швидкості природного відтворення, не втратили своєї актуальності й сьогодні, оскільки вони визначаються не лише теоретичними, але й практичними завданнями рибогосподарської галузі.

Природне чи штучне відтворення промислово цінних видів риб, а також управління біопродукційними процесами, потребує глибоких знань не лише біології об'єктів розведення, а й їх взаємовідносин з навколишнім середовищем на всіх етапах онтогенезу. Найбільш

важливими в процесах життєдіяльності риб є умови відтворення, особливо в період гаметогенезу і в ранні періоди розвитку.

Встановлення взаємозв'язку між кількісним та якісним складом ооцитів та якістю потомства риб є досить актуальною і слабо вивченою проблемою. Наявність такої інформації необхідна для розробки теоретичних аспектів біології індивідуального розвитку різних видів риб, для встановлення причин коливання чисельності популяцій риб в природних водоймах, причин різної життєздатності і продуктивних характеристик плідників. Актуальними залишаються також питання, пов'язані з пошуком шляхів підвищення якості статевих продуктів і отримання з них життєстійкого рибопосадкового матеріалу та молоді.

Обмін речовин в ембріональний та ранній постембріональний період – складний процес, що пов'язаний не лише зі вмістом вихідних компонентів ікри, необхідних для розвитку ембріона, а й з дією на цей процес багатьох факторів. Комплексний вплив цих факторів визначає ефективність природного відтворення риб. Як за природного, так і за штучного відтворення риб виникають питання, пов'язані зі значенням різноманітних факторів у формуванні якості ікри і, відповідно, динаміці процесів ембріогенезу, а також постембріонального розвитку риб та життєстійкості їх нащадків.

Якість ікри риб, що продукується плідниками, та особливості її хімічного складу детерміновані як спадковими, так і не спадковими властивостями. У переднерестовий період в печінці риб відбувається синтез необхідних компонентів для формування статевих продуктів, а також їх транспорт до гонад, де відбувається овогенез, тобто дозрівання статевих клітин самки. В цей період відбувається накопичення в ооцитах необхідних поживних речовин для подальшого розвитку ікри, викльову передличинок, личинок та забезпечення їх життєстійкості. Це жири, білки, різноманітні мікро- і макроелементи, ферменти, необхідні для перетворення запасних речовин жовтка у зародок. Порівняння темпів росту молоді риб та біохімічного складу її тіла, показує наявність тісного зв'язку цих параметрів з якістю ікри, з якої вона вирощена. Тому у особин, вирощених з ікри високої якості, відносний вміст білків і ліпідів вищий, ніж у молоді, вирощеної з ікри нижчої якості.

Значною мірою на показники якості ікри та на подальшу долю нащадків різних видів риб впливають індивідуальні особливості плідників, а саме їх фізіологічний стан, вік, характер обміну речовин, ступінь нагулу, вгодованість та ін. Основною причиною порушень процесів росту і розвитку ембріонів та личинок є зміна якісного складу статевих продуктів, оскільки певна частка резервних речовин організму плідника використовується в адаптаційних процесах до стрес-факторів, таких як відсутність природних нерестовищ, зміни гідрологічного та гідрохімічного режимів водойм рибогосподарського призначення, забруднення тощо.

Над питаннями впливу плідників на формування статевих продуктів та показники їх якості, а саме, процент запліднення ікри, вміст жиру в ікринці, щільність ікринки, виживаність личинок тощо, працювало багато вчених (Владимиров В.И. 1965, 1974; Жукинський В.Н., 1965,1976; Гош Р.И., 1988,1994; Мартышев Ф.Г., 1967,1972; Шиндавіна Н.И, 1986, Щербина М.А., 2009 та ін.)

Встановлено, що якість ікри риб змінюється залежно від віку плідників. Найбільш якісну ікру мають особини середнього віку, тоді як ікра плідників молодшого та старшого віку характеризується нижчими показниками якості та обмінних процесів. В той же час дослідження з впливу віку самок на якість статевих продуктів, проведені на ікрі рослиноїдних риб, отриманій в заводських умовах при стимулюванні плідників гонадотропним гормоном гіпофізу, не виявили достовірних зв'язків між віком самок та

біологічними характеристиками овульованої ікри (діаметр, щільність), а також показниками ікри під час її розвитку (запліднення, життєздатність ембріонів) (Брумштейн Ю.М., Залепухин В.В., 1988)

Прослідковується залежність між інтенсивністю обміну речовин самок та якістю ікри. Процент деформованих ембріонів вищий у самок з низькою інтенсивністю обміну речовин. А маса та довжина личинок, їх життєстійкість, вищі у самок з більш інтенсивним обміном речовин.

Наявність кормової бази, її склад та доступність для плідників також суттєво відображається на показниках якості ікри риб. Хоч механізм даного впливу вивчений недостатньо, але відомо, що кращі за ростом плідники дають нащадків вищої якості. Вченими встановлено, що кількість білку в кормі плідників має великий вплив на кількість та якість статевих продуктів та отримуваних з них нащадків, їх розвиток та життєстійкість. Поряд з цим, існує інформація про те, що годівля плідників протягом переднерестового періоду навіть повноцінним кормом достовірно не впливає на процент запліднення ікри, як на показник її якості. Цей показник змінюється лише за хорошого літнього нагулу плідників.

Згідно літературних даних, умови і ступінь нагулу самок риб перед нерестом має суттєвий вплив на якість статевих продуктів і потомства риб. Необхідний рівень вмісту жиру в статевих продуктах досягається головним чином завдяки перерозподілу жиру, накопиченого рибою під час нагулу. А виживаність молоді залежить не стільки від забезпеченості їжею личинок та мальків, скільки від життєздатності і темпу їх розвитку, тоді як життєздатність пов'язана із годівлею плідників у попередній рік.

Цікавими є питання дослідження процесів обміну речовин, як показника якості ікри, в ембріональний та ранній постембріональний періоди розвитку різних видів риб, в порівняльному аспекті. Також актуальним є питання порівняльного аналізу хімічного складу та процесів обміну речовин статевих продуктів риб одного виду. Адже у риб одного виду, але які мешкають у різних широтах, за різних екологічних умов, зустрічається явище зміни типів гаметогенезу, що впливає на формування хімічного складу ікринки, а також на її розвиток.

Дослідження впливу якості плідників на потомство риб можуть бути використані для з'ясування можливості використання показників якості плідників та їх статевих продуктів для прогнозування чисельності стада. Велике значення має вивчення даного питання при штучному риборозведенні, в селекційних роботах та при відборі плідників під час переднерестового бонітування.

К.И. Шоренко

*Карадагский природный заповедник НАН Украины, пос. Курортное, Крым, Украина
e-mail: k_shorenko@mail.ru*

ПЕРСПЕКТИВЫ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ КЛОНОВЫХ КУЛЬТУР ДИАТОМОВЫХ ВОДОРΟΣЛЕЙ В КАЧЕСТВЕ ТИПОВОГО МАТЕРИАЛА

Использование номенклатурных типов при описании новых видов растений является обязательным условием их действительного обнародования. В качестве такового для вновь описываемого вида может быть принят конкретный образец, совокупность экземпляров образца или же, в некоторых случаях, иллюстрация, как это предусмотрено ст. 8.1 Мельбурнского Международного кодекса ботанической номенклатуры. У диатомовых в качестве типа традиционно используются постоянные препараты панцирей клеток. В контексте настоящей статьи мы не будем рассматривать общие вопросы и проблемы типификации диатомей, включая случаи отсутствия, утери или порчи типа, а также ошибочного выделения неотипа, несомненно имеющих место в современной таксономии. Рассмотрим лишь узко-специфический вопрос соответствия общепринятой типификации современным требованиям, предъявляемым к эталонному образцу.

Принцип использования типовых слайдов сформировался еще на заре становления диатомологии и является продуктом морфологической концепции вида. Данная парадигма доминирует и сегодня, однако, несмотря на численное превосходство её сторонников, она никак не является единственной, и однозначно не может претендовать на безоговорочную истину. Между тем уже сегодня постоянный препарат в качестве типа не отвечает нуждам даже с точки зрения узко-морфологической позиции, так как обрекает исследователя на применение лишь одной световой микроскопии. В настоящее время общепризнанны и широко применяются более прогрессивные методы исследования диатомей. Среди них метод электронной микроскопии и молекулярно-генетический анализ. Первый метод позволяет исследовать створки панциря более детально, зачастую обнаруживая структуры не видимые в световой микроскоп, но, как оказывается, имеющие важное систематическое значение. Второй дает богатый материал генетических последовательностей, применяемый для анализа степени расхождения и родства видов. Указанные методы позволяют обнаружить гетерогенность ранее целостных видов, выделяя из них все новые и новые. При их описании часто приходится обращаться к типовому материалу морфологически близких видов. И здесь для сравнительного анализа признаков просто необходимо применение вышеуказанных прогрессивных методов. Однако, их использование для залитых смолой клеток в типовом препарате не представляется возможным. Понимая этот факт, многие диатомологи при описании новых видов стараются снабдить свой протокол электронными микрофотографиями и последовательностями ДНК. К сожалению, это также не решает проблему, а иногда и еще больше запутывает ситуацию, так как часто за одним видом скрывается целый комплекс видов-двойников. Поэтому в типовом препарате может оказаться один или сразу несколько видов, а микрофотографии и генетические последовательности соответствовать абсолютно другим близким видам. Подобные ситуации возникают по причине работы с природными пробами, где невозможно достоверно проанализировать степень родства каждой клетки. Остается полагаться на опыт и внутреннее чутьё исследователя. Однако, заметим, что в таком случае никто не может быть уверен в точном соответствии названия эталонному образцу (типу) вида. Использование

иллюстрации, как это указано в новой редакции Мельбурнского Кодекса, также не может быть признано пригодным в качестве типа для диатомовых, так как в этом случае вовсе теряется связь с реальным объектом. Данная подмена уже сегодня вызывает множество затруднений при обращении к так называемым иконотипам (iconotypus). Подобные иллюстрации часто не включают отдельных важных систематических признаков, неизвестных или упущенных автором первоописания, но имеющих важное таксономическое значение в будущем. Кроме того, совершенно непонятно при каких увеличениях и на каком микроскопе должен быть получен типовой снимок объекта. Достаточно ли только световой микроскопии для формального признания нового вида или нужны фотографии полученные, скажем, при помощи сканирующего электронного микроскопа. Данное обстоятельство никак не регулируется Кодексом, и от этого делает туманным и без того сложный процесс типификации микроводорослей. Справедливости ради отметим, что хотя редакция Мельбурнского Кодекса и разрешает использовать в качестве типа иллюстрацию для микроскопических водорослей, но не обязывает к этому. Кодекс подчеркивает, что данная рекомендация касается только тех случаев, когда физически невозможно сохранить тип. Учитывая давние традиции типификации диатомей, формальное разрешение Кодексом использования иллюстраций микроводорослей в качестве типа, по нашему мнению, не следует применять к диатомовым.

Итак, наконец мы подошли к пониманию, что постоянный препарат диатомовых, равно как и иллюстрация в качестве типа не удовлетворяют даже сегодняшним требованиям, предъявляемым к эталонному образцу. А ведь именно тип призван сохранить название вида для будущих поколений! Очевидно, необходима новая концепция типификации диатомовых водорослей, позволяющая использовать разнообразные морфологические и генетические критерии для их идентификации. По нашему мнению, таким эталоном может быть генетически единая линия, выделенная из природной популяции, отражающая морфологические и другие особенности вида. У диатомовых водорослей такой линией является клон — потомство одной клетки, полученное в результате митотического деления. Избрание одного клона в качестве голотипа решает главнейшую проблему типификации диатомовых — генетического единства и однородности всех типовых индивидов. Таким образом, исключается малейшая вероятность попадания видов-двойников в аналитические данные. Кроме того, для изучения variability целесообразно использовать другие выделенные клоны описываемого вида из той же популяции в качестве паратипов. Учитывая внутрикловую variability диатомей, в диагнозе целесообразно давать значение признаков в их диапазоне изменчивости, с указанием числа изученных клеток типа. Заметим, что использование клона для целей типификации диатомовых водорослей предоставляет уникальную возможность физического разделения типа на равнозначные части для проведения необходимых исследований на световом и электронном микроскопах, а также молекулярно-генетического и других видов анализа. Для хранения такого типа может быть использован одновременно традиционный типовой слайд панцирей, их взвесь в спиртовом растворе, а также замороженные клетки с сохраненным протопластом. Последнее важно для проведения цитологических исследований, данные которых безосновательно редко используются в таксономии диатомовых водорослей. В заключение отметим, что использование клона в качестве типового материала полностью соответствует принципам типификации и статье 8.4 Международного кодекса ботанической номенклатуры, принятого в 2011 году в Мельбурне.

А. А. Явнюк

Національний авіаційний університет, Київ, Україна
e-mail: a_yavnyuk@ukr.net

ЖИТТЄЗДАТНІСТЬ ПАРОСТКІВ ОЧЕРЕТУ ЗВИЧАЙНОГО ЗА УМОВ ХРОНІЧНОГО ТА ГОСТРОГО ВПЛИВУ ЙОНІЗУВАЛЬНОГО ВИПРОМІНЕННЯ

Дослідження біологічних наслідків аварій на підприємствах ядерного паливного циклу, зокрема і атомних електростанцій, є сьогодні вкрай актуальним для живої природи та людини. Перехід від антропоцентричного принципу забезпечення радіоекологічної безпеки навколишнього середовища до екоцентричного, вимагає перегляду існуючої системи контролю та обмеження негативного впливу на навколишнє природне середовище, що базується на гігієнічній регламентації техногенних викидів. Створення принципово нової системи забезпечення радіоекологічної безпеки довілля передбачає розвиток методів діагностики, контролю та нормування радіонуклідів в природних умовах, ґрунтовне вивчення наслідків хронічного радіаційного впливу на природні популяції, розвиток та вдосконалення концепції референтних видів.

При оцінці якості середовища існування водних організмів зручним об'єктом лабораторних та експериментальних досліджень є повітряно-водяні рослини, зокрема, очерет звичайний *Phragmites australis* (Trin) Ex. Steud, завдяки широкому розповсюдженню, прикріпленому способу життя, а також здатності до накопичення основних дозоутворюючих радіонуклідів.

Для встановлення радіобіологічних ефектів йонізувального випромінення у вищих водяних рослин водойм Зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення використовували насіння очерету звичайного. Зразки насіння відбирали у рослин із замкнутих та слабо проточних полігонних водойм – озер Глибоке, Далекє, Азбучин, Янівського затону та водойми-охолодника (ВО) ЧАЕС. Для порівняння результатів досліджень брали зразки насіння у рослин з оз. Вербне в межах м. Києва та Київського водосховища (поблизу с. Лютіж) на ділянках з фоновим рівнем радіонуклідного забруднення.

Загальну потужність поглиненої рослинами дози розраховували на основі даних зовнішнього опромінення та питомої активності радіонуклідів ^{90}Sr і ^{137}Cs , інкорпорованих у тканинах, з використанням дозових перерахункових коефіцієнтів.

Для встановлення наслідків впливу йонізувального випромінення для насінневого потомства очерету звичайного проводили три досліді з пророщування насіння в лабораторних умовах. Зернівки очерету пророщували у чашках Петрі на стелажі з освітленням 5–10 кЛк за температури 20–24°C та з дотриманням умов рандомізації. В ході першого досліді насіння пророщено після періоду спокою до півроку, протягом другого та третього – після проходження періоду спокою до 1 року. Впродовж перших двох дослідів пророщували насіння очерету, що не отримало додаткової дози гострого опромінення. Третій дослід проводили, пророщуючи зернівки, що отримали дозу гострого опромінення 1 Гр протягом 2 годин. Зернівки було опромінено за допомогою установки УПД (Інтер, модель 11), джерелом опромінення в якій є ^{134}C ($2,8 \cdot 10^{12}$ Бк). Життєздатність насіння оцінювали за показниками схожості, енергії проростання, виживаності та фактичної виживаності. Статистичні обчислення проводили за допомогою стандартних методів варіаційної статистики та кореляційного аналізу.

Згідно проведених розрахунків найбільша потужність поглиненої дози (5,2-12,0 сГр/рік) притаманна рослинам з водойм лівобережної заплави р. Прип'ять, що є найбільш забрудненою територією української частини зони відчуження. Мінімальну поглинену дозу отримують рослини у водоймах з фоновим рівнем радіонуклідного забруднення (0,03-0,3 сГр/рік).

У першому досліді виявлено низькі показники життєздатності у паростків з полігонних водойм – 60-72, 14-56, 35-55 та 21-40% (схожість, енергія проростання, виживаність та фактична виживаність, відповідно) порівняно з водоймами з фоновим рівнем радіонуклідного забруднення (83-93, 77-82, 54-48 та 44-45%, відповідно).

Протягом другого досліді досліджувані показники становили відповідно 64-86, 36-77, 80-92 та 51-75% у паростків з полігонних водойм, 57-63, 47-49, 74-85 та 40-53% – у паростків з водойм з фоновим рівнем радіонуклідного забруднення відповідно.

Показники схожості, енергії проростання, виживаності та фактичної виживаності, визначені протягом третього досліді, були вищими у пророслих зернівок, що отримали дозу гострого опромінення 1 Гр порівняно з контролем. Схожість зернівок з полігонних водойм змінювалася в межах 34-98% (опромінені), 38-97% (контроль), енергія проростання відповідно становила 25-94 та 21-79%, виживаність – 85-100 та 78-95% відповідно, фактична виживаність – відповідно 31-98 та 32-93%. Показники життєздатності у паростків з водойм з фоновим рівнем радіонуклідного забруднення відповідно становили 80-90% (опромінені) та 70-92% (контроль) – схожість, 75-93 та 71-90% – відповідно енергія проростання, 85-93 та 75-91% – відповідно виживаність, 75-76 та 65-69% – фактична виживаність відповідно.

Таким чином, життєздатність паростків очерету звичайного є нижчою за умов впливу хронічного йонізуючого випромінювання на батьківські рослини порівняно з умовами середовища існування з фоновим рівнем радіонуклідного забруднення. Після отримання низької дози гострого опромінення (1 Гр) спостерігалось незначне підвищення всіх досліджуваних показників.

Результати досліджень показників життєздатності паростків одного з видів-домінантів угруповань прісноводних екосистем – очерету звичайного, можуть бути рекомендованими до використання при розробці заходів з попередження та мінімізації впливу радіонуклідного забруднення на біоту прісних водойм, радіоекологічному моніторингу радіоактивно забруднених водних екосистем, а також розгляду даного виду як референтного при екологічному нормуванні викидів радіоактивних речовин у прісні водойми.

Алфавітний покажчик

| | |
|--|--------|
| Абрам'юк І. І. <i>Інститут гідробіології НАН України</i> | 8 |
| Білоус О. П. <i>Інститут гідробіології НАН України</i> | 10 |
| Вандюк Н. С. <i>Інститут гідробіології НАН України</i> | 12 |
| Водяницький О. М. <i>Інститут гідробіології НАН України</i> | 14 |
| Ганжа Х. Д. <i>Інститут гідробіології НАН України</i> | 15 |
| Герасимюк Н. В. <i>Одеський національний університет імені І. І. Мечникова</i> | 18 |
| Гончарова М. Т. <i>Інститут гідробіології НАН України</i> | 19 |
| Грябан П. Л. <i>Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича</i> | 57 |
| Гуляєва О. О. <i>Інститут гідробіології НАН України</i> | 21 |
| Гураль Р. І. <i>Державний природознавчий музей НАН України</i> | 22 |
| Дараган С. В. <i>Інститут гідробіології НАН України</i> | 24 |
| Жежеря В. А. <i>Інститут гідробіології НАН України</i> | 26 |
| Жежеря Т. П. <i>Інститут гідробіології НАН України</i> | 28 |
| Жукова О. М. <i>Київський національний університет будівництва і архітектури</i> | 55 |
| Задорожна Г. М. <i>Інститут гідробіології НАН України</i> | 28, 31 |
| Задорожний Я. В. <i>Національний університет „Києво-Могилянська Академія”</i> | 86 |
| Заїченко Н. В. <i>Інститут гідробіології НАН України</i> | 32 |
| Іванечко Я. С. <i>Інститут гідробіології НАН України</i> | 34 |
| Іванова Н. О. <i>Інститут гідробіології НАН України</i> | 36 |
| Ігнатенко І. І. <i>Інститут гідробіології НАН України</i> | 39 |
| Клепець О. В. <i>Інститут гідробіології НАН України</i> | 41 |
| Коваленко М. В. <i>Харківський національний університет імені В.Н. Каразіна</i> | 42 |
| Козійчук Е. Ш. <i>Інститут гідробіології НАН України</i> | 43 |
| Колесник М. О. <i>Ізмаїльський факультет Одеської національної морської академії</i> | 97 |
| Колесникова М. Ю. <i>Харківський національний університет імені В.Н. Каразіна</i> | 45 |
| Коржов Є. І. <i>Херсонська гідробіологічна станція НАН України</i> | 46 |
| Корнійчук Н. М. <i>Житомирський державний університет імені Івана Франка</i> | 48 |
| Кошелєв О. В. <i>Одеський філіал Інституту біології південних морів ім. О.О. Ковалевського НАН України</i> | 50 |
| Красуцька Н. О. <i>Інститут гідробіології НАН України</i> | 52 |
| Кузьміна Н. С. <i>Інститут біології південних морів НАН України,</i> | 53 |
| Кулинич Я. І. <i>Київський національний університет будівництва і архітектури</i> | 55 |
| Кургалюк Н. М. <i>Інститут біології і охорони навколишнього середовища, Поморський університет в Слупську, Польща</i> | 92 |
| Кушнірик О. В. <i>Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича</i> | 57 |
| Маковський В. В. <i>Інститут гідробіології НАН України</i> | 58 |

| | |
|--|--------|
| Мартинчук В. А. <i>Інститут гідробіології НАН України</i> | 60 |
| Марченко І. С. <i>Інститут гідробіології НАН України</i> | 58 |
| Морозовська І. О. <i>Інститут гідробіології НАН України</i> | 61 |
| Музика Л. В. <i>Житомирський державний університет імені Івана Франка</i> | 63 |
| Мусій Т. О. <i>Інститут гідробіології НАН України</i> | 64 |
| Незбрицька І. М. <i>Інститут гідробіології НАН України</i> | 66 |
| Пархоменко О. О. <i>Інститут гідробіології НАН України</i> | 67 |
| Подругіна А. Б. <i>Інститут гідробіології НАН України</i> | 70 |
| Подунай Ю. О. <i>Карадазький природний заповідник НАН України</i> | 72 |
| Причепа М. В. <i>Інститут гідробіології НАН України</i> | 74 |
| Пришляк С. П. <i>Інститут гідробіології НАН України</i> | 75 |
| Пустовгар В. П. <i>Інститут гідробіології НАН України</i> | 74 |
| Рахматулліна Е. Р. <i>Київський національний університет імені Тараса Шевченка</i> | 78 |
| Рибка Т. С. <i>Інститут гідробіології НАН України</i> | 79 |
| Романишин Г. М. <i>Інститут гідробіології НАН України</i> | 81 |
| Савченко Є. В. <i>Інститут гідробіології НАН України</i> | 82 |
| Санжак Ю. О. <i>Інститут гідробіології НАН України</i> | 58, 84 |
| Семенюк Н. Є. <i>Інститут гідробіології НАН України</i> | 86 |
| Сон М. О. <i>Одеський філіал Інституту біології південних морів ім. О.О. Ковалевського НАН України</i> | 88 |
| Старосила Є. В. <i>Інститут гідробіології НАН України</i> | 90 |
| Ткаченко Г. М. <i>Інститут біології і охорони навколишнього середовища, Поморський університет в Слупську, Польща</i> | 92 |
| Холодько О. П. <i>Інститут гідробіології НАН України</i> | 94 |
| Черой О. І. <i>Дунайська гідрометеорологічна обсерваторія</i> | 97 |
| Черткова М. С. <i>Інститут гідробіології НАН України</i> | 98 |
| Шерело А. Г. <i>Національний університет біоресурсів і природокористування України</i> | 99 |
| Шоренко К. І. <i>Карадазький природний заповідник НАН України</i> | 102 |
| Явнюк А. А. <i>Національний авіаційний університет</i> | 104 |
| Якімова К. В. <i>Мала академія наук учнівської молоді</i> | 53 |

Актуальні проблеми сучасної гідроекології

Підписано до друку 29.10.2013 р.

Формат 60X84/16. Папір офсетний.

Ум.-друк. арк. 6.28. Наклад 100 прим. Зам № 2910/13

Виготовлювач: СПД Андрієвська Л.В.

м. Київ, вул. Бориспільська, 9.

Свідоцтво: серія В03 №919546 від 19.09.2004 р.