

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

ЛИТЕРАТУРА

- 1 Оливари Г.А. Зообентос придунайских водоемов // р. Ин-та гидробиологии АН УССР. — 1961. — Т. 36 — С. 145—165.
- 2 Свилюб Л.О. Біорізноманітність. Зообентос // Біорізноманітність Дунайського біоферного заповідника, збереження та управління — К.: Наук. думка. 1999. — С. 190—196.

УДК 574

В.Л. 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 вживленої системою енергії на одиницю доступного їй потоку досить адекватно відображують як екотоксикологічну 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, біоценологічного). 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 урядом 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 міжорганізменних, 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 унеможливило 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 найвагомійші продукційно-енергетичні параметри, що базуються на структурі енергетичного балансу, а втілює це відображує співвідношення ентропійного і неентропійного навіч в живих системах за різного стану гідроекосистем.

Проведені нами протягом останніх 15 років експериментальні дослідження на представниках різних груп тваринного і рослинного світу (табл.) дозволяють 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	Українською мовою	
Латинською мовою	Українською мовою	
<i>Lemna minor</i>	Ряска мала	Pb, Ni
<i>Lemna trisulca</i>	Ряска тридольова	Pb, Ni
<i>Elodea canadensis</i>	Елодея канадська	Pb, Ni
<i>Paramecium caudatum</i>	Інфузорія туфелька	Cr, Pb
<i>Pelmatohydra oligactis</i>	Довгостебельчата гідра	Cr, Pb
<i>Daphnia magna</i>	Дафінія	Cr, Pb, Ni
<i>Ceriodaphnia reticulata</i>	Церіодафінія	Cr
<i>Esox lucius</i>	Шука	Cr, Pb
<i>Silurus glanis</i>	Сом	Cr, Pb
<i>Brachydanio rerio</i>	Даніо реріо	Cr
<i>Poecilia reticulata</i>	Гупі	Cr, Pb, Ni
<i>Carassius auratus auratus</i>	Золота рибка	Cr, Pb, Ni
<i>Rutilus rutilus</i>	Плтка	Cr
<i>Tinea tinco</i>	Лич	Cr
<i>Petca fluviatilis</i>	Окунь	Cr
<i>Rana ridibunda</i>	Озерна жаба	Cr, Pb
<i>Rana siwahs</i>	Гостроморда жаба	Cr, Pb

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

$$ІЯС = \frac{K_i \times g_i}{K_e \times g_e}$$

де в чисельнику g_i — відносна швидкість накопичення енергії; K_i — валова чи числа 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 та величину енергопотоків ми беремо енергією спожитої ними їжі, у рослин замість раціону доцільно визначати величину подлинної 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, гліястовусі, ракоподібні, молодь риб, личинки амфібій, вищі водяні 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 індивидууму, 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 номінально вплине на весь хід енергетичних процесів в екосистемі в цілому, неминуче призведе до зниження інформативності 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 (після 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 початка, 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 конче 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 початку та їх взаємозв'язок з інформативними параметрами біосистем в гідроекосистемах різного ступеня антропогенного навантаження.

ЛІТЕРАТУРА

- 1 Алимов А.Ф. Введение в продуктивную и 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 классификация 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. Тезисы докладов.—Т.1 —С. 104-105.
- 7 Жукинський В.М., Чернявська А.П., Оксієк О.П., Верниченко Г.А. Досягнення і завдання гідроекотології у створенні водоохоронної нормативно-інструктивної бази // Гідрологія, гідрохімія і гідроекотологія. — Київ: Ніка-Центр, 2000. — Т. 1 — С. 22-27
- 8 Ключенко П.Д., Медведь В.А. Влияние свинца и меди на некоторые показатели жизнедеятельности зеленых и синезеленых водорослей // Гидробиол. журн. — 1999 — Т. 35 № 6 —С. 52-63

9. Мильчевский А. Я. Обмен веществ у рыб в условиях антропогенного эвтрофирования водоемов — К. Наук. думка, 1979. — 252 с.
10. Мусієнко М. М., Гайдзюра 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 водноустых ракообразных при хроническом воздействии малых концентраций металлов инсектицидов. 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, Ворекла, 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., *S. 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 bogachini* (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 и сапробность по списку индикаторных организмов альгофлоры показан, что среди обнаруженных форм большинство видов-индикаторов относится к бетамезосапробной зоне. Отмечены также и представители олиго-, альфа- и полисапробной зоны. Индекс сапробности рассчитанный по Паитле и Букку колеблется от 1,83 до 2,34. По индикаторным видам фитопланктона больше 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 пр. 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).