

За даними липня 2000 р. деструкція ОР у воді по довжині верхньої ділянки Канівського водоймища становила 0,32-1,04 мг О₂/дм³ доба (табл. 2). Починаючи з нижнього б'єфу Київської ГЕС і включно до Матвіївської затоки деструкція зростала від 0,32 до 1,04 мг О₂/дм³ доба. Далі за течією на станціях розташованих вище та нижче зниження р. Либелі, активність деструкції знижувалась, а в кінці ділянки знову зростала до 1,04 мг О₂/дм³ доба. Очевидно, в зоні впливу Дарницького і Либідського скидів забруднених вод відбувається пригнічення діяльності мікроорганізмів, або ж зниження деструкції свідчить про наявність періоду адаптації бактеріопланктону до ОР забруднень, склад якої не аластивий природним водам. Цей висновок підтверджується результатами досліджень продукційних характеристик бактеріопланктону на вказаних станціях.

Співставлення розподілу величин БСК_{повн} по довжині дослідженої ділянки з такими деструкції ОР влітку 2000р. свідчить про наступне. Накопичення лабільної ОР (БСК_{повн}) у воді по довжині ділянки внаслідок антропогенного забруднення супроводжується зростанням інтенсивності деструкції, але не завжди кількісно адекватної приросту ОР, що призводить до збільшення вмісту органічної і встановлення балансу надходження у воду і розкладу ОР (особливо в останній третині ділянки) на більш напруженому в екологічному аспекті рівні.

Таблиця 2

Вміст розчиненого кисню, деструкція органічної речовини та БСК_{повн} у воді верхньої ділянки Канівського водоймища у липні 2000 р.

Станція	г° води	Кисень, мг О ₂ /дм ³	Деструкція, мг О ₂ /дм ³ доба	БСК _{повн} , мг О ₂ /дм ³
Київська ГЕС нижній б'єф	21,4	7,12	0,32	1,48
Нижче зниження р. Десни	21,2	8,24	0,80	5,03
Вище затоки Вовківатої	21,2	7,44	0,78	2,40
Затока Вовківата, вихід	22,0	6,0	0,80	3,20
Нижче затоки Вовківатої	21,4	7,42	0,96	3,20
Затока Матвіївська	22,4	6,24	1,04	4,46
Вище зниження р. Либелі	21,4	6,16	0,32	1,37
Р. Либідь, вихід	22,0	8,0	0,64	4,0
Нижче зниження р. Либелі с. Вишівки	21,6	6,48	0,64	5,60
с. Вишівки	22,0	6,97	1,04	6,0

ЛІТЕРАТУРА

1. Кислород водохранилище. Гидрохимия, гидробиология, продуктивность / Под ред. Я. Я. Цесба. Ю. Г. Майстренко. — Киев: Наук. думка, 1972. — 460 с.
2. Романенко В. И. Микробиологические процессы продуцирования и деструкции органического вещества во внутренних водоемах. — Л: Наука, 1985. — 295 с.

УДК [574.5:627.8.064.3](285.33)(477)

В.М. Яцушин, В.І. Щербак, Ю.В. Цігін, Т.В. Головка, О.В. Пашкова, В.П. Машина, К.М. Цаптіна, К.П. Каленіченко, С.Ф. Матчинська, Н.В. Майстрова

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

МЕХАНІЗМИ ФУНКЦІОНУВАННЯ ЕКОСИСТЕМИ ВЕРХНЬОЇ ЧАСТИНИ КАНІВСЬКОГО ВОДОЙМИЩА

Екосистемі притаманна ієрархія структури, а саме «спієпорядкованість груп елементів і зв'язаних з ними властивостей» [1], що дає змогу говорити про рівні її організації. На кожному рівні відбувається взаємодія з енергією і речовиною, а їх упорядковані між собою у просторі і часі взаємозв'язки і взаємообумовленість відображають функціонування системи в цілому.

На прикладі верхньої, київської ділянки Канівського водоймища (від греблі Київської ГЕС вниз за течією близько 40 км) встановлені основні механізми функціонування та стійкості штучно-природних водних екосистем, що діють на різних рівнях їх структурно-функціональної організації: популяційно-видовому, денотичному, екосистемному. Натурні дослідження проводились сезонно протягом 1997-2000 рр.

Негативний вплив природних чинників на екосистему водоймища проявляється за екстремальних гідрометеорологічних умов, особливо в зимовий і літній періоди, що може зумовлювати виникнення

дефіциту розчиненого у воді кисню, зміну окисно-відновлюваних умов водного середовища, надмірний розвиток первиннопродуцентів або значне зниження фотосинтептичної активності, прояв антагоністичних відносин між угрупованнями вищих водних рослин і нитчастими водоростями і врешті — значне погіршення якості води.

Антропогенні чинники, що формуються, головним чином, під впливом м. Києва, є більш постійними у часі і мають виражений просторовий градієнт — зростаючи вище по довжині досліджуваної ділянки водоймища. Високе біотичне різноманіття верхньої ділянки водоймища, що визначається особливостями гідрологічного, гідрохімічного режимів, типом донних відкладів, ступенем заростання вищою водною рослинністю, зумовлює високе флористичне та фауністичне різноманіття планктонної, бентосної та епіфітонної підсистем, є передумовою їх стабільного функціонування. Встановлено, що посилення негативного впливу природних і, особливо, антропогенних чинників на екосистему компенсується дією внутрішніх механізмів функціонування біоти: фізіолого-біохімічною адаптацією гидробіонтів до несприятливих умов, підвищенням рівня відтворення популяції після загибелі її частини, механізмом розселення організмів (еміграцією та наступною імміграцією), інтенсифікацією процесів топичних і форичних взаємодій між популяціями тих чи інших ценозів.

Дія екологічних чинників призводить до певних порушень у функціонуванні екосистеми водоймища. Доведено, що валова та питома первинна продукція фітопланктону по довжині верхньої частини водоймища знижувалась внаслідок посилення антропогенного впливу. Дія компенсаторних механізмів автографної ланки біоти спрямована на зростання чисельності видів водоростей, що характеризуються як β - α та α -сапроби. Одночасно при посиленні антропогенного пресу (як приклад структурно-функціональна організація фітопланктону гирлової ділянки р. Либідь) це не є достатньою умовою для підтримання на високому рівні як видового різноманіття водоростей, так і їх продукційного потенціалу. Негативний антропогенний вплив проявляється не тільки на популяційно-видовому і ценотичному рівнях, а і на екосистемному, що підтверджується порушенням сезонної динаміки структурних показників фітопланктону в останній третині київської ділянки водоймища та гирлі річки Либідь. Одночасно, вниз по довжині ділянки зростають показники деструкції органічної речовини (ОР) внаслідок накопичення у воді ОР антропогенного походження. Локально, в зонах найбільшого антропогенного впливу прискорюється метаболізм бактерій і деструкція знижується, а баланс надходження у воду і розклад ОР зміщується в сторону превалювання першого.

Встановлено, що на верхній частині Канівського водоймища зоопланктон по довжині руслової ділянки за усіма дослідженими ознаками характеризується як стійке і збалансоване угруповання, можливо, в силу своєї інерції до негативного впливу антропогенного чинника. Очевидно, для ця буде виявлятися за межами верхньої ділянки водоймища. Сукцесія фітопланктону спрямована на збільшення різноманіття дрібноклітинних форм водоростей, що можна розглядати як прояв одного із механізмів збереження його продукційного потенціалу, а також як процес, що є ланкою низки перебудов у взаємовідносинах різних угруповань планктонних організмів у бік зростання ролі пасовищного харчового ланцюга. Зокрема, не зважаючи на те, що вміст бактеріальних харчових ресурсів значно перевищував потреби пелагічного зоопланктону, споживання бактеріальної біомаси досліджуваної ділянки водоймища в літній період знижується практично до нуля, оскільки зоопланктон віддає перевагу дрібноклітинним водоростям. Але процеси продукування бактеріальної біомаси та її видання залишаються збалансованими завдяки тому, що зростає роль найпростіший у споживанні бактерій. Встановлено, що компенсаторні механізми, пов'язані з реалізацією надлишкової бактеріальної біомаси опрацьовують у разі інтенсифікації синтезу бактеріальної біомаси.

Стан продуктивності зообентосу, його мікро-, мезо- і макроформ вказаної ділянки водоймища оцінюється як дуже високий, також і при високому фауністичному різноманітті. Виняток складає біотоп, що знаходиться в зоні впливу р. Либідь та в деяких заплавах водойм на Трухнівському острові (наприклад, оз. Баб'є). Оскільки між валовою первинною продукцією фітопланктону і продуктивністю зообентосу існує тісний взаємозв'язок, то очевидний висновок полягає в тому, що для нормального функціонування екосистеми верхньої ділянки водоймища та її бентосної підсистеми велике значення має фізостік з Київського водоймища та р. Десни. Особливості гідрологічного режиму верхньої частини Канівського водоймища (два скиди води через Київську ГЕС на добу) призводять до такого напрямку еволюції екосистеми, який нагадує циклічну екологічну сукцесію. Її ознаки досить чітко притаманні різним угрупованням гидробіонтів, а прояв на рівні екосистеми забезпечує імпульсно-стабілізований стан функціонування.

Отже, не зважаючи на значний вплив природних та антропогенних чинників, біологічні механізми функціонування обумовлюють високе біорізноманіття, продукційний потенціал та стійкість біоти екосистеми верхньої ділянки Канівського водоймища.

ЛІТЕРАТУРА

1 Федорова В.Д. Устойчивость экологических систем и ее измерение // Изв. АН СССР. Сер. биол. — 1974. — № 3. — С. 402-415

УДК 574.63 (28)

Н.С. Ялынская, И.Т. Олексив, О.Я. Думич, О.П. Едынак

Львовский национальный университет им. И. Франко, г. Львов

МЕРА РАЗНООБРАЗИЯ, СЛОЖНОСТИ И УСТОЙЧИВОСТИ СООБЩЕСТВ ЗООПЛАНКТОНА И ЗООБЕНТОСА ПРУДОВ

По материалам 15 летних исследований рассматриваются свойства видовых систем, которые характерны для большой совокупности видов — сообществ зоопланктона и зообентоса 42 прудов Западного региона Украины и Краснодарского края России. В этой части антропо-экологической системы ландшафта техногенное влияние не обеспечивает сохранения стабильной экологической ситуации [2, 4].

Методы сбора и обработки гидрохимических и гидробиологических проб описаны в [4].

По данным изучения сообществ зоопланктона и зообентоса пруды — далеко не простая, как это принято считать, экосистема. В составе одноклеточного зоопланктона выявлено 197 видов планктонных инфузорий, 157 видов инфузорий в придонном горизонте, 181 вид многоклеточного зоопланктона, в составе зообентоса — 160 таксономических единиц (губки, гидроды, нематоды, олигохеты, пиявки, ракообразные, моллюски, личинки насекомых, мшанки)

Формирование состава сообществ находится под контролем со стороны температуры, содержания кислорода, рН, общей жесткости. Главным возмущающим фактором является содержание в воде и грунте легкоминерализуемого органического вещества, пестицидов и тяжелых металлов. Все другие показатели гидрохимического режима играют роль слабых воздействий. В сводной табл. 1 представлены показатели, характеризующие реакцию целостной системы на загрязнение прудов пестицидами (при <3,7 мкг/л ДДТ, гексахлоран, гексахлорбензол, 2,4 -Д, ТМТД, 2,4 — ДБ, эглан, симазин, прометрин, рамрод, ленапил, бетанал, при концентрации 45,4 мкг/л ХГЦГ, ДДТ, ялан, сатурн, пропанид, 3,4 — ДХА), продуктами автолиза и взрывообразного разрушения клеток синезеленых водорослей (*Arhanizomenon flos-aqua*) и тяжелыми металлами (Mo, Cd, Pb, Cr)

Таблица 1

Показатели структурно-функциональной организации зоопланктона в прудах в зависимости от загрязненности их пестицидами (лимиты колебаний)

Показатели	Одноклеточный зоопланктон		Многоклеточный зоопланктон	
	Суммарная концентрация пестицидов, мкг/л			
	<3,7	45,4	<3,7	45,4
Общее количество видов и подвидов	27-300	5-127	61-181	<40
Численность, тыс. экз./м ³	104,0-26025,0	113,2-11485,0	3,5-6074,9	0,25-206,7
Биомасса, г/м ³	0,01-35,5	0,005-3,2	0,003-808,83	0,0023-12,9
Индекс Шенно-на Н, бит	0,9-3,89	0,36-3,92	0,82-2,73	0,7-1,6
Количество доминантов и субдоминантов	1-5	0-3	1-6	0-3
Продукция, г/м ³	0,15-69,63	0,01-1,95	1,03-25,68	1,2-18,0
Р/В коэффициент	1,2-35,6	0,14-3,3	12,4-13,2	1,8-5,7

Примечание: П-индекс одноклеточного зоопланктона рассчитан по численности многоклеточного — по биомассе

В прудах как видим, в ответ на роль загрязняющих веществ сокращается число видов, нарушается доминантная структура ценозов, наблюдается депрессия численности, снижаются биомасса и продукция. В прудах наблюдаются далеко не все признаки, которые характерны при функционировании загрязненных водных экосистем [1]. Заметим, что значительная (170,2-808,8 г/м³) биомасса многоклеточного зоопланктона наблюдается только в рыбохозяйственных прудах во время "дафниевой стадии", в прудах иного хозяйственного назначения не превышает 39,2 г/м³. высокая скорость возобновления биомассы одноклеточного зоопланктона (Р/В = 26,1) — за счет гистофагов.

Четкую картину воздействия загрязнения дает анализ свойств сообществ микрозоопланктона. Именно в этой группе доминанты утрачивают возможность реализовать свой репродуктивный потенциал, менее продуктивные системы имеют малые величины Р/В-коэффициентов. Пестицидная нагрузка приводит к множественной перестройке систем разного уровня, но, в основном, она направлена в сторону лучшего для популяций соответствия среде. Степень сложности системы не снижается, происходит саморегуляция таксономической структуры. На смену видам одноклеточного зоопланктона с длительным (несколько