



наукові записки

**Тернопільського національного
педагогічного університету
імені Володимира Гнатюка
Серія: біологія**

**Спеціальний випуск:
Гідроекологія**



 **Тернопільський
педуніверситет**
ім. Володимира Гнатюка

Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету
імені Володимира Гнатюка. Серія: Біологія. Спеціальний випуск: Гідроекологія. — 2010. — № 2 (43). —
584 с.

*Друкується за рішенням вченої ради
Тернопільського національного педагогічного університету
ім. Володимира Гнатюка
від 29.06.2010 р. (протокол № 11)*

РЕДАКЦІЙНА КОЛЕГІЯ:

М.М. Барна	доктор біологічних наук, професор (головний редактор)
В.В. Грубінко	доктор біологічних наук, професор (заступник головного редактора)
В.З. Курант	доктор біологічних наук, професор (заступник головного редактора)
К.С. Волков	доктор біологічних наук, професор
Н.М. Дробик	доктор біологічних наук, професор
В.І. Парпан	доктор біологічних наук, професор
О.Б. Столяр	доктор біологічних наук, професор
І.В. Шуст	доктор біологічних наук, професор
В.О. Хоменчук	кандидат біологічних наук, доцент (відповідальний секретар)

РЕДАКЦІЙНА КОЛЕГІЯ ВИПУСКУ:

В.Д. Романенко	академік НАН України, доктор біологічних наук, професор
О.М. Арсан	доктор біологічних наук, професор
С.О. Афанасьєв	кандидат біологічних наук, старший науковий співробітник
Н.І. Гончаренко	кандидат біологічних наук, старший науковий співробітник
Й.В. Гриб	доктор біологічних наук, старший науковий співробітник
Д.І. Гудков	доктор біологічних наук, старший науковий співробітник
О.А. Давидов	кандидат біологічних наук, старший науковий співробітник
Т.М. Дьяченко	кандидат біологічних наук, старший науковий співробітник
П.Д. Ключенко	доктор біологічних наук, професор
І.М. Коновець	кандидат біологічних наук, старший науковий співробітник
Ю.Г. Крот	кандидат біологічних наук, старший науковий співробітник
П.М. Линник	доктор хімічних наук, професор
А.В. Ляшенко	кандидат біологічних наук, старший науковий співробітник
О.В. Пашкова	кандидат біологічних наук, старший науковий співробітник
Ю.В. Плігін	кандидат біологічних наук, старший науковий співробітник
О.О. Протасов	доктор біологічних наук, професор
Ю.М. Ситник	кандидат біологічних наук, старший науковий співробітник
В.М. Тімченко	доктор географічних наук, старший науковий співробітник
В.І. Щербак	доктор біологічних наук, професор
В.І. Юришинець	кандидат біологічних наук, старший науковий співробітник
В.М. Якушин	доктор біологічних наук, старший науковий співробітник

Літературний редактор: Т.П. Мельник
Комп'ютерна верстка: В.О. Хоменчук

*Журнал входить до переліку наукових фахових видань ВАК України
Свідоцтво про держреєстрацію: КВ № 15884-4356Р від 27.10.2009*

ПРІСНОВОДНА ГІДРОБІОЛОГІЯ

УДК [574.51](282.247.32)

Т.Л. АЛЕКСЕНКО, С.В. ОВЕЧКО, Г.М. МІНАЄВА, Л.М. САМОЙЛЕНКО,
А.М. КУЧЕРЯВА

Херсонська гідробіологічна станція НАН України
вул. Марії Фортус, 87, Херсон 73016, Україна

КЛАСИФІКАЦІЯ ПЛАВНЕВИХ ВОДОЙМ ПОНИЗЗЯ ДНІПРА ЗА БІОЛОГІЧНИМИ ПОКАЗНИКАМИ

Отримана критеріальна оцінка екологічного стану водойм за біологічними показниками, на основі чого визначено референційні значення біологічної складової якості вод, необхідні для оцінки стану екосистем згідно Водної Рамкової Директиви ЄС 2000/60.

Ключові слова: водні об'єкти, біорізноманіття, бентос, бактеріопланктон, фітопланктон, зоопланктон, вищі водні рослини

Вивчення біологічного різноманіття заплавлених водойм пониззя Дніпра проблематичне у зв'язку з значною кількістю озер та їх своєрідністю, оскільки вони відрізняються за генезисом, морфометрією, гідрологічними і гідохімічними показниками. При роботі з великою кількістю водних об'єктів їх класифікація на основі специфічних біологічних показників значно спрощує узагальнення результатів дослідження і представлення кінцевого результату [1], сприяє отриманню об'єктивних даних відповідно до рівня деградації гідроекосистем.

Метою цієї роботи було здійснення класифікації плавневих водойм пониззя Дніпра за окремими біологічними показниками та критеріальна оцінка їх екологічного стану.

Матеріал і методи досліджень

Матеріалом для статті слугували посезонні збори бактеріо-, фіто-, зоо- планктону, макрзообентосу, вищої водної рослинності на 13 плавневих озерах пониззя Дніпра, зібрані протягом 2005–2009 рр., відібрані загальноприйнятими методиками [2–4]. Для біоіндикації стану водних об'єктів використовували такі показники: загальна чисельність, загальна біомаса, видове багатство, видове різноманіття, валова продукція, площа заростання вищою водною рослинністю, індекс сапробності Пантле-Бука. При цьому вважали, що найкращими є значення показників кількісного розвитку гідробіонтів, що відповідають категорії мезотрофності. Критеріальна оцінка наведена в табл. 1.

Таблиця 1

Характеристика рівня біотичних показників водойм пониззя Дніпра

Показники		Критерії екологічного стану				
		Відмінний, 5 балів	Добрий, 4 бали	Задовільний, 3 бали	Поганий, 2 бали	Дуже поганий, 1 бал
Чисельність	Бактеріопланктон, млн.кл/см ³	0,3–0,5	0,6–2,5	2,6–7,0	7,1–10,0	>10,0
	Фітопланктон, тис. кл/дм ³	20–50 * 100–500	60–500 510–5000	510–5000 5010–50000	5010–10000 50010– 100000	>10000 <20 >100010 < 100
	Зоопланктон, тис. екз/м ³	<–5	6–250	251–1000	1001–5000	> 5000
	Макрзообентос, екз /м ²	2100–10000	10100– 20000	600–2000	> 20000	< 600

ПРИСНОВОДНА ГІДРОБІОЛОГІЯ

Продовження таблиці 1						
Біомаса	Бактеріопланктон, г/м ³	0,25–0,50	0,51–1,50	1,51–5,00	5,10–8,00	> 8,0
	Фітопланктон, г/м ³	0,1–0,5	0,6–10,0	10,1–50,0	50,1–100,0	> 100 < 0,1
	Зоопланктон, мг/м ³	100–300	400–5000	5100–20000	20100–30000	> 30000
	Макрозообентос, г/м ²	50,1–300,0	300,1–1000	51–50	> 1000	< 5,1
	ВВР, кг/м ²	0,3–0,3	0,31–0,5	0,51–0,8	> 0,8	< 0,1
Видове різноманіття (за Шенноном)		> 3,0	2,5–3,0	2,0–2,5	1,5–2,0	>1,5
Індекс сапробності (за Пантле-Букком)		< 1,0	1,0–2,0	2,1–3,0	3,1–3,5	>3,5
Кількість фауністичних груп макрозообентосу на одиницю площі (0,05 м ³)		> 6,3	4,3–6,2	2,3–4,2	0,3–2,2	<0,3
Зустрічуваність понтокаспійських видів макрозообентосу, %		>80	61–80	41–60	21–40	< 21
Загальне проективне покриття ВВР, %		10–35	35–60	60–95	95–100	< 10
Валова первинна продукція фітопланктону, г О ₂ /м ³ ×доба		0,2–0,3	0,4–1,0	1,1–5,0	5,1–7,5	> 7,6 < 0,2
Частка олігосапробів зоопланктону, %		80–50	49–33	32–33	22–12	11,0–0,0

Примітка. * – в чисельнику – чисельність водоростей при змішаному складі, в знаменнику – при домінуванні синьозелених.

Результати досліджень та їх обговорення

Аналіз отриманих даних дозволив поділити досліджені озера за складністю фауністичної структури макрозообентосу на три групи (табл. 2). До першої групи віднесені озера, в яких показники багатства донної фауни мають низькі значення. Внаслідок відсутності достатнього промивального гідрологічного фактору та акумуляції значної кількості автохтонного рослинного матеріалу донна фауна знаходиться в пригніченому стані. Це: Олексіївський лиман, озера Чичужне і Лягушка. В цих водоймах донні безхребетні представлені майже виключно олігохетами і хірономідами, питома вага яких в загальній біомасі бентосу перевищує 97%.

Водойми другої групи – Кардашинський, Збур'ївський, Голубов, Стеблівський, Собецький лимани, а також озера Біле і Безмен характеризуються високим питомим фауністичним багатством (2,5–4,0 фауністичних груп на одиницю площі), видовим різноманіттям (1,05–3,39), високою чисельністю (1500–3000 екз./м²) і біомасою (4–660 г/м²) донних безхребетних. Звичайними мешканцями цих водойм (зустрічуваність більше 67%) є олігохети і хірономіди, які домінують, як правило, чисельно. Молоски домінують за біомасою.

В третю групу озер віднесений Нікольський лиман, що відрізняється найскладнішою фауністичною структурою: питома видове багатство складає 5,3 фауністичних групи на 0,5 м², зустрічуваність понтокаспійських видів – 67%, інші показники відповідають мезосапробній зоні.

За мікробіологічними показниками екологічний стан більшості озер оцінено як "задовільний", крім озера Лягушачого, Краснокувкового та Збур'ївського лиману, що за мікробіологічними показниками відповідають "поганому" екологічному стану. За інтегральною оцінкою ці дві водойми відповідають "задовільному" стану. Підвищення мікробіологічних показників в них спричинено можливо високою мутністю води.

Екологічний стан основної маси досліджених водойм за показниками фітопланктону відповідає градації "задовільний" (середній бал 3). В водоймах Олексіївський лиман і оз. Лягушаче (середній бал 2) – "поганий" і лише в Нікольському лимані – "добрий". Це майже збігається з інтегральною оцінкою, що дана за всіма представленими елементами біоти за винятком оз. Чичужне. Згідно отриманих показників екологічний стан цього водного об'єкту оцінений як "задовільний".

За показниками вищої водної рослинності водойми можна поділити на три групи. До групи водойм з оцінкою «добре» можна віднести достатньо великі з них з відкритим центральним плесом глибиною 1,3–2,5 метри. Ступінь заростання водойми близько 30–40%. Іноді відмічається її збільшення до 50–60% за рахунок розвитку лататтевих, та більш щільних заростей зануреної рослинності. Величини фітомаси, віднесеної до одиниці площі водойми, відносно низькі. В водоймах цієї групи складаються досить сприятливі екологічні умови. До даної групи належать Собецький лиман, у верхів'ї якого нами відмічені рідкісні угруповання *Trapa natans*, що дозволило підвищити оцінку екологічного стану цієї водойми; Збур'ївський лиман та оз. Краснокуве спорадично трапляється *Trapa natans*, що підтверджує їх добрий стан.

Бальна оцінка структурних показників бактеріо-, фіто-, зоо- планктону, макрозообентосу і вищої водної рослинності в водоймах пониззя Дніпра протягом 2005–2009 рр.

Елементи біоти	Назва водних об'єктів												
	Собецький лиман	Казначейський лиман	Нікольський лиман	Голубов лиман	Олексіївський лиман	оз. Біле	оз. Безмен	Стеблівський лиман	Кардашинський лиман	Збурівський лиман	оз. Лягушаче	оз. Краснокове	оз. Чичужне
Бактеріопланктон													
Чисельність	3	3	3	3	3	3	3	3	3	2	1	1	3
Біомаса	3	3	3	3	3	3	3	3	3	2	1	2	3
Сума балів	6	6	6	6	6	6	6	6	6	4	2	3	6
Фітопланктон													
Питоме видове багатство	2	2	4	2	2	4	5	3	3	3	3	5	4
Чисельність	3	2	2	3	1	1	3	3	3	3	1	2	2
Біомаса	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	3	3	3
Валова первинна продукція	3	3	-	3	-	1	1	2	1	2	1	1	1
Видове різноманіття	4	5	5	2	2	3	5	4	5	5	4	5	5
Сума балів	16	16	15	14	9	13	18	16	16	17	12	16	15
Зоопланктон													
Чисельність	4	4	-	-	4	2	2	4	3	4	4	2	3
Біомаса	5	4	-	-	4	3	3	4	4	4	4	3	3
Частка олігосапробів від загальної кількості видів	4	3	-	-	3	2	2	3	2	3	3	2	3
Сума балів	13	11	-	-	11	7	7	11	9	11	11	7	9
Макрозообентос													
Чисельність	3	5	5	5	3	3	5	3	3	5	1	2	3
Біомаса	5	1	4	5	1	5	4	5	5	4	1	1	1
Питоме фауністичне багатство	3	2	4	3	2	3	3	3	3	3	2	2	2
Видове різноманіття	3	1	3	5	2	1	3	1	3	1	1	2	1
Зустрічувальність понтокаспійських видів	2	1	4	1	1	2	3	3	3	3	1	1	1
Сапробність	4	3	4	3	3	3	4	3	3	3	2	3	2
Сума балів	20	13	24	22	12	17	22	18	20	19	8	11	10
Вища водна рослинність													
Загальне проективне покриття	3	3	3	2	3	3	3	3	4	4	3	4	3
Біомаса	3	3	3	3	3	3	3	3	4	5	3	4	3
Рідкісні види*	5	-	-	-	-	-	-	-	-	4	-	4	-
Сума балів	11	6	6	5	6	6	6	6	8	13	6	12	6
Середній бал за всіма показниками	3	3	4	3	2	3	3	3	3	3	2	3	2

*Примітки: рідкісні види «+»; наявність видів *Trapa natans* L., *Nymphaea peltata* – 5 балів, трапляються спорадично – 4 бали.

Друга група об'єднує також досить великі водойми, але характер і ступінь їх заростання вищою водною рослинністю дещо інші. Ступінь їх заростання наближається до найвищої – 80–95%. Центральне плесо водойм цієї групи мілководне, середні глибини складають 1,5–1,8 м. Величини фітомаси в них також наближаються до найвищих. У водоймах другої групи внаслідок високого

розвитку вищої водної рослинності відбувається накопичення автохтонного рослинного матеріалу, що негативно впливає на якість води. Тому екологічні умови в цих водоймах гірші, ніж в водоймах першої групи, але залишаються на високому рівні.

Група водойм з оцінкою «погані» відзначається неоднорідністю. Сюди віднесені невеликі мілководні (0,5–1,5 м) водойми різного генезису з уповільненим водообміном та різним ступенем ізоляції від основного русла. Саме два останніх фактора – водообмін та ступінь ізоляції від основного русла – відіграють визначну роль у формуванні угруповань вищої водної рослинності в цих водоймах. Відмінною особливістю водойм цієї групи є наявність потужних донних відкладень з значною часткою автохтонного рослинного опаду та присутністю сірководню.

Висновки

Згідно здійсненої інтегральної оцінки екологічного стану водойм пониззя Дніпра їх можна поділити на три групи: “добрі” – до складу якоївійшло одне озеро, “задовільні” – найширше представлена група, до складу якоївійшло 9 водойм, а три водойми були оцінені як “погані”. Отримана критеріальна оцінка екологічного стану водойм за біологічними показниками дає можливість визначити референційні значення біологічної складової якості вод [5], необхідні при оцінці стану екосистем згідно Водної Рамкової Директиви ЄС 2000/60 [6].

1. *Баканов А.И.* Использование зообентоса для мониторинга пресноводных водоемов / А.И. Баканов // Биология внутр. вод. – 2000. – № 1. – С. 68–82.
2. *Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод* / Ред. В.Д. Романенко. – К.: ЛОГОС, 2006. – 408 с.
3. *Оксиюк О.П.* Оценка состояния водных объектов Украины по гидробиологическим показателям. Планктон / Оксиюк О.П., Жданова Г.А. // Гидробиол. журн. – 1994. – Т. 30, № 3. – С. 26–31.
4. *Разумов А.С.* Прямой метод учета бактерий в воде. Сравнение с методом Коха / А.С. Разумов // Микробиология. – М. – 1932. – № 2. – С. 131–146.
5. *Романенко В.Д.* Биоиндикация экологического состояния водоемов в черте г. Киева / В.Д. Романенко, А.В. Ляшенко, С.А. Афанасьев [и др.] // Гидробиол. журн. – 2010. – Т. 46, № 2. – С. 3–24.
6. *Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000, establishing a framework for Community action in the field of water policy* // Offic. J. of the EC. – EN. – 22.12.2000. – L. 327. – P. 1–72.

Т.Л. Алексенко, С.В. Овечко, Г.М. Минаева, Л.М. Самойленко, А.М. Кучерява

Херсонская гидробиологическая станция НАН Украины

КЛАССИФИКАЦИЯ ПЛАВНЕВЫХ ВОДОЕМОВ НИЖНЕГО ДНЕПРА ПО БИОЛОГИЧЕСКИМ ПОКАЗАТЕЛЯМ

Приведена критериальная оценка экологического состояния водоемов по отдельным биологическим показателям, которая дает возможность определить референтные значения биологической составляющей качества вод, необходимые для оценки состояния экосистем согласно Водной Рамочной Директивы ЕС 2000/60.

Ключевые слова: водные объекты, биоразнообразие, бентос, бактериопланктон, фитопланктон, зоопланктон, высшие водные растения

T.L. Aleksenko, S.V. Ovechko, G.M. Minaeva, L.M. Samoylenko, A.M. Kucheryava

Kherson Hydrobiological Station of NAS of Ukraine

CLASSIFICATION OF PLAVNI RESERVOIRS OF LOWER DNEPR ON BIOLOGICAL INDEXES

Define a criterion assessment of an ecological state of reservoirs on biological indicators which enable to define a reference values of a biological component of water quality, used at an assessment of a state of ecosystems by Directive 2000/60/EC.

Key words: water objects, biodiversity, benthos, bacterioplankton, phytoplankton, zooplankton, higher water plants

УДК 597.544.3

М.В. АЛЕКСІЄНКО, В.М. ТРОХИМЕЦЬ, В.Р. АЛЕКСІЄНКО

Київський національний університет ім. Тараса Шевченка
вул. Володимирська, 64, Київ 01033, Україна

ВИДОВИЙ СКЛАД І РОЗПОДІЛ МОЛОДІ РИБ ЛІТОРАЛЬНОЇ ЗОНИ КАНІВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

В роботі представлені результати досліджень видового складу та просторового розподілу молоді риб у літоральній зоні Канівського водосховища протягом вегетаційного періоду в 2006–2008 роках.

Ключові слова: молодь риб, Канівське водосховище, еколого-фауністичний аналіз

Підґрунтям, що може забезпечити підтримання рибних запасів, є нормальний розвиток личинок і молоді риб. Нині зібрано багато інформації щодо екології молоді риб [3, 5, 7, 8], однак без відповіді залишається ще достатньо дуже важливих питань. Постійний моніторинг видового складу, екологічних особливостей, поведінки, росту, розподілу та розповсюдження молоді риб у прибережній зоні водойм має важливе значення для прогнозування умов промислових видів риб. Діяльність людини вплинула на стан водойм, зокрема Дніпра. Тому дослідження видового складу риб дніпровських водосховищ є важливим.

Мета досліджень – вивчити сучасний стан видового складу та розподіл молоді риб різних біотопів літоралі Канівського водосховища.

Матеріал і методи досліджень

Об'єктом досліджень була молодь риб. Матеріалом для роботи послуговували личинки та мальки, зібрані протягом вегетаційного періоду в 2006–2008 роках. Збирали матеріал конічною мальковою волокушею (розмах крил 4 м) [4] і пастками «АСТ» [1, 10], а його аналіз – за допомогою загальноприйнятих методик [2, 4, 6, 9]. Збір проводили на 14-ти станціях, рівномірно розміщених по всій акваторії Канівського водосховища: 7 станцій на лівому березі, 7 – на правому. На 6-ти базових станціях проводили лов мальковою волокушею та збір пастками «АСТ». Їх було по три з кожного берега: верхів'я водосховища – Оболонь і Черторій, середня частина – Ржищів і Старе, нижня – Бобринці та Зміїні острови. На 8-ми проміжних станціях (Корчувате, Осокорки, Новоукраїнка, Кийлів, Ходорів, Переяслав-Хмельницький, Бучаки та Циблі) збір проводили тільки мальковою волокушею. Усього здійснено 252 денних обловів – щорічно по шість на кожній станції.

Результати досліджень та їх обговорення

Протягом трирічних досліджень у межах літоральної зони Канівського водосховища було зареєстровано молодь 24-х видів риб, що належать до 7 родин (табл.). Усього було виловлено 3100 екземплярів: 2867 особин зібрано мальковою волокушею та 233 пастками «АСТ». Найбільшу кількість молоді риб було зареєстровано на станціях Зміїні острови – 511 екз., Оболонь – 362 екз. і Кийлів – 300 екз. Найменшу – на станціях Черторій – 84 екз., Старе – 82 екз. та Осокорки – 51 екз.

В умовах мальковою волокушею домінували представники корошових риб – 14 видів (83,3% від усіх особин): верховодка – 1489 екз., гірчак – 369 екз., плітка – 216 екз. Далі йшли представники родини бичкових – 5 видів (9,8% від усіх особин). Інші родини були представлені тільки 1 видом, представники яких зустрічались поодинокі. Видовий склад на різних станціях суттєво відрізнявся. Так, найбільше видів було визначено з уловів станції Оболонь – 14, найменше – на станціях Бучаки, Циблі та Кийлів (по 4 види). Для пасток «АСТ» було характерне домінування представників бичкових – 75,0% від усіх виловлених за допомогою цієї методики особин.

На правому березі водосховища мальковою волокушею було виловлено 1530 екземплярів молоді риб. Кількість зібраних особин на станціях лівого берега дорівнювала 1337 екз.

На правому березі видове різноманіття було дещо вищим, ніж на лівому. Тут було знайдено 23 види риб проти 19 видів. Біля обох берегів переважали представники корошових риб чітким домінантом – верховодкою: на правому березі було зібрано 825 екз. цього виду, на лівому – 664 екз. Наступним за чисельністю в уловах видом на станціях правого берега була плітка (144 екз.), яка траплялась вдвічі рідше поблизу лівого берега (72 екз.). З іншого боку, гірчак, якого на станціях правого берега було відносно небагато (100 екз.), на лівому березі мав майже втричі вищу представленість (269 екз.). Чисельність бичка-пісочника на лівому березі водосховища була майже

ПРІСНОВОДНА ГІДРОБІОЛОГІЯ

вдвічі менша (68 екз.), ніж на правому (115 екз.). Плоскирка, щука, в'язь і головень на станціях лівого берега не виявлені. Інші види траплялися приблизно однаково вздовж обох берегів водосховища. В уловах на станціях лівого берега зареєстрований бичок-гонець, який не траплявся на правому березі.

Таблиця

Динаміка виловів молоді риб (екз.) за допомогою різних методів у літоральній зоні Канівського водосховища, 2006–2008 рр.

№	Види	Роки	2006		2007		2008	
			МВ	АСТ	МВ	АСТ	МВ	АСТ
Родина Коропові (Cyprinidae)								
1	<i>Abramis ballerus</i> Linnaeus, 1758	1	—	1	—	3	—	
2	<i>Abramis brama</i> Linnaeus, 1758	—	—	2	—	9	—	
3	<i>Alburnus alburnus</i> Linnaeus, 1758	244	—	585	1	660	3	
4	<i>Blicca bjoerkna</i> Linnaeus, 1758	1	—	5	—	5	—	
5	<i>Carassius auratus gibelio</i> Bloch, 1782	7	—	12	—	103	2	
6	<i>Carassius carassius</i> Linnaeus, 1758	—	—	—	—	7	1	
7	<i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758	—	—	2	—	5	—	
8	<i>Leuciscus cephalus</i> Linnaeus, 1758	—	—	2	—	—	—	
9	<i>Leuciscus idus</i> Linnaeus, 1758	—	—	2	—	1	—	
10	<i>Leuciscus leuciscus</i> Linnaeus, 1758	1	—	1	—	—	—	
11	<i>Rhodeus sericeus</i> Pallas, 1776	51	2	125	5	193	33	
12	<i>Rutilus rutilus</i> Linnaeus, 1758	43	1	135	1	38	1	
13	<i>Scardinius erythrophthalmus</i> Linnaeus, 1758	25	—	10	—	28	—	
14	<i>Tinca tinca</i> Linnaeus, 1758	—	—	—		2		
Родина В'юнові (Cobitidae)								
15	<i>Cobitis taenia</i> Linnaeus, 1758	—	—	10	—	15	1	
Родина Бичкові (Gobiidae)								
16	<i>Neogobius fluviatilis</i> Pallas, 1814	4	25	34	14	145	41	
17	<i>Neogobius gymnotrachelus</i> Kessler, 1857	—	3	6	6	28	15	
18	<i>Neogobius kessleri</i> Gunter, 1861	—	3	6	11	8	7	
19	<i>Proterorhinus marmoratus</i> Pallas, 1814	4	1	12	6	18	6	
20	<i>Neogobius melanostomus</i> Pallas, 1814	—	12	7	15	10	9	
Родина Колючкові (Gasterosteidae)								
21	<i>Gasterosteus aculeatus</i> Linnaeus, 1758	7	1	11	—	43	1	
Родина Окуневі (Percidae)								
22	<i>Perca fluviatilis</i> Linnaeus, 1758	3		7	1	2	1	
Родина Щукові (Esocidae)								
23	<i>Esox lucius</i> Linnaeus, 1758	—	—	—	—	1	—	
Родина Голкові (Syngnathidae)								
24	<i>Syngnathus nigrolineatus</i> Eichwald, 1831	1	—	46	4	53	—	
Σ	Кількість видів за методами	13	8	21	10	22	13	
Σ	Всього, сумарна кількість видів	16		21		22		
Σ	Всього, екз.	392	48	1028	64	1447	121	

Примітки: МВ – малькова волокуша (14 станцій), АСТ – пастки «АСТ» (6 станцій).

У межах станцій лівого берега водосховища видове різноманіття значно зростало в нижній частині водосховища – 17 видів, а у верхній частині було відмічено лише 7 видів, в середній – 14. На станціях правого берега такої закономірності не виявлено: представники різних видів молоді риб розподілялись більш-менш рівномірно в межах всіх станцій незалежно від частини водосховища.

Висновки

1. На мілководдях Канівського водосховища у 2006–2008 рр. зареєстровано молодь 24 видів риб, що належать до 7 родин. В уловах мальковою волокушею домінували представники коропових риб: 14 видів; 83,3% від усіх виловлених особин. Субдомінантом були представники бичкових: 5 видів; 9,8%. В пастках «АСТ» домінували бичкові, 75,0%.
2. Кількість видів в уловах на станціях правого берега була вищою: 22 види проти 19. Плоскирка, щука, в'язь та головень не виявлені на станціях лівого берега. Інші види траплялися приблизно рівномірно вздовж обох берегів водосховища.

1. *Алексієнко М.В.* Видовий склад та особливості просторового розподілу молоді риб двох станцій Канівського водосховища / М.В.Алексієнко // Риб. госп-во. – 2004. – № 63. – С. 9–12.
2. *Гандзюра В.П.* Методичні поради до вивчення іхтіології / Гандзюра В.П., Алексієнко В.Р.. – К.: Вид-во Київ.ун-ту, 1993. – 43 с.
3. *Долинський В.Л.* Биценнологическая характеристика молодежи рыб зарослевой зоны Днепровских водохранилищ : автореф. дис. ... канд. биол. наук. / В.Л. Долинский. – Киев, 1985. – 15 с.
4. *Жадин В.Н.* Методы гидробиологического исследования / В.Н. Жадин. – М.: Высшая школа, 1960. – 248 с.
5. *Коваль Н.В.* Условия обитания, распределения и численности молодежи промысловых рыб Каневского водохранилища / Н.В. Коваль. – К.: Изд-во ИГБ, 1985. – 15 с.
6. *Коблицкая А.Ф.* Определитель молодежи рыб дельты Волги / А.Ф. Коблицкая. – М.: Наука, 1966. – 166 с.
7. *Могильченко В.И.* Видовой состав, распределение и численность личинок промысловых рыб верхней части Каневского водохранилища / Могильченко В.И., Кундиев В.А. // Проблемы раннего онтогенеза рыб. – Калининград, 1983. – С. 117–118.
8. *Могильченко В.И.* Некоторые аспекты питания личинок промысловых рыб Каневского водохранилища / В.И. Могильченко // Гидробиол. журн. – 1986. – Т. 22, №4. – С. 35–41.
9. *Правдин И.Ф.* Руководство по изучению рыб / И.Ф. Правдин. – М.: Пищ. пром., 1966. – 250 с.
10. *Трохимец В.М.* Методика вивчення розподілу і поведінки зоопланктону та молоді риб у прибережній зоні водойм / В.М. Трохимец, В.Р. Алексієнко, В.В. Серебряков // Вісн. Київ. ун-ту. Біологія. – 2001. – Вип.34. – С. 23–26.

М.В. Алексеенко, В.М. Трохимец, В.Р. Алексеенко

Киевский национальный университет им. Тараса Шевченко, Украина

ВИДОВОЙ СОСТАВ И РАСПРЕДЕЛЕНИЕ МОЛОДИ РЫБ ЛИТОРАЛЬНОЙ ЗОНЫ КАНЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Представлены результаты исследований видового состава и пространственного распределения молодежи рыб в литоральной зоне Каневского водохранилища на протяжении вегетационного периода в 2006–2008 годах.

Ключевые слова: молодежь рыб, Каневское водохранилище, эколого-фаунистический анализ

M.V. Alekseenko, V.M. Trokhimec, V.R. Alekseenko

Taras Shevchenko National University of Kyiv, Ukraine

SPECIFIC COMPOSITION AND DISTRIBUTING OF YOUNG FISHES OF LITTORAL' ZONE OF THE KANIV RESERVOIR

The researches results of species composition and spatial distribution of young fishes of littoral' zone of the Kaniv reservoir during vegetational period of 2006-2008 are presented.

Key words: young fishes, Kaniv reservoir

УДК [593.121:477.42]

О. М. АЛПАТОВА

Житомирський державний університет ім. І.Я. Франка
вул. В. Бердичівська, 40, Житомир 10008, Україна

СЕЗОННІ ЗМІНИ У СТРУКТУРІ ДОМІНУВАННЯ ЧЕРЕПАШКОВИХ АМЕБ (*TESTACEALOBOSSEA*; *TESTACEAFILOSEA*) р. ГУЙВА (БАСЕЙН ДНІПРА)

Наведено результати дослідження сезонних змін структури домінування черепашкових амєб р. Гуйва протягом 2008–2009 рр. До “головних видів” віднесені *A. discoides discoides*, *C. ecornis* та *C. aculeata aculeata*.

Ключові слова: черепашкові амєби, сезонні зміни, структура домінування

Черепашкові амєби – одна з найбільш поширених груп у водних екосистемах. Багаточисленні літературні дані показують, що ці тварини населяють найрізноманітніші природні біотопи з різними температурними умовами, газовим режимом, рН середовища, якістю й кількістю неорганічних домішок та органічних сполук тощо [3]. Однак питання екології цієї групи протистів залишаються недостатньо вивченими. Тестації, в основному, вивчалися в процесі гідробіологічних досліджень найпростіших або безхребетних в цілому. Так, в Україні активно досліджували вплив якості ґрунтів, швидкості течії, величини та режиму солоності, глибини та газового режиму водойми на видовий склад, чисельність і розподіл корененіжок [2, 4–10, 13, 15, 16]. В літературі трапляються також фрагментарні відомості щодо сезонної та річної динаміки черепашкових амєб як складової мікрозообентосу або придонного зоопланктону [11, 12, 15].

Відомості про дослідження сезонних змін структури домінування в угрупованнях черепашкових амєб України відсутні, чому і присвячено це дослідження.

Матеріал і методи досліджень

Збір матеріалу проводили 1–2 рази на місяць протягом 2008–2009 рр. в р. Гуйва (права притока р. Тетерів, басейн Дніпра) біля с. Млинище Житомирської обл.

Підрахунок тестацій здійснювали методами, рекомендованими для цієї групи найпростіших [1]. Визначали домінуючу структуру угруповань черепашкових амєб згідно класифікації Мюленберга [17]. Вид вважали євдомінантом, якщо його чисельність складала 32–100% від загальної чисельності, домінантом – 10–31,9%, субдомінантом – 3,2–9,9%, реседентом – 1–3,1%, субреседентом – 0,32–0,99%, спорадичним видом – менше 0,32%. “Головними видами” біоценозу є євдомінант, домінант та субдомінант. “Випадковими” є види, частка яких менше, ніж 3,2%, тобто реседент, субреседент та спорадичний вид.

Результати досліджень та їх обговорення

Протягом 2008–2009 рр. в р. Гуйва нами були виявлені представники 48 видів та підвидів черепашкових амєб (табл. 1). У видовому складі переважали типові водні представники родин Arcellidae Ehrenberg, 1832, Centropyxidae Deflandre, 1953 та Diffugiidae Wallich, 1864. Представленість за числом видів (%) родин корененіжок в р. Гуйва (2008–2009 рр.) зазначена на рис.

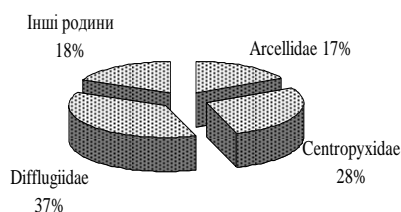


Рис. Представленість за числом видів (%) родин черепашкових амєб в р. Гуйва (2008–2009 рр.).

У результаті проведення аналізу структури домінування черепашкових амєб до “головних видів” протягом року віднесені *A. discoides discoides*, *C. ecornis* та *C. aculeata aculeata* (табл.). Ці види виділені як євдомінанти у зимовий та весняний періоди. Кількість видів домінантів взимку, навесні та восени становить 6, 1 та 10 відповідно. При

цьому *D. acuminata* є домінантом для кожного сезону. Спостерігається велика кількість видів

ПРІСНОВОДНА ГІДРОБІОЛОГІЯ

субдомінантів навесні, влітку та восени. Їх кількість становить 23, 33 та 26 відповідно. При цьому *A. discoides discoides*, *A. hemisphaerica*, *A. polypora*, *A. vulgaris vulgaris*, *C. aculeata aculeata*, *C. ecornis*, *C. platystoma*, *D. acuminata*, *D. corona*, *D. oblonga* та *Pontigulasia incisa* траплялися у кожному з них.

Слід також зазначити, що представники таких видів як *A. discoides discoides*, *A. rotundata*, *A. vulgaris vulgaris*, *A. vulgaris undulata*, *C. aculeata aculeata*, *C. ecornis*, *C. platystoma*, *D. acuminata*, *D. corona*, *D. lithophila*, *D. pristis* та *Z. compressa* в різні пори року змінювали роль в угрупованні, виступаючи або домінантами, або субдомінантами. Такі зміни можна пояснити впливом гідрологічних факторів як температура, рН, концентрація розчинених у воді кисню та органічних речовин.

Таблиця

Видовий склад та сезонні зміни структури домінування в угрупованні черепашкових аміб
р. Гуйва у 2008–2009 рр.

№	Вид	Місяць											
		січень	лютий	березень	квітень	травень	червень	липень	серпень	вересень	жовтень	листопад	Грудень
1	<i>Arcella discoides discoides</i> Ehrenberg, 1843		ед	ед	сд	сд	сд	сд	р	сд		сд	д
2	<i>A. discoides scutelliformis</i> Playfair, 1918					р	р						
3	<i>A. hemisphaerica</i> Perty, 1852					сд	сд			сд			
4	<i>A. megastoma</i> Penard, 1902					сд	сд		р				
5	<i>A. polypora</i> Penard, 1890				сд			сд		сд	сд		
6	<i>A. rotundata</i> Playfair, 1918					р			р	сд			
7	<i>A. vulgaris vulgaris</i> Ehrenberg, 1830				сд	сд	сд	сд	сд	сд	д		
8	<i>A. vulgaris undulata</i> Deflandre, 1928					сд			сд		д		
9	<i>Centropyxis aculeata aculeata</i> Stein, 1857	д		ед	сд	сд	сд	сд	сд	сд	сд	д	д
10	<i>C. aculeata grandis</i> Deflandre, 1929						р	сд	сд				
11	<i>C. cassis</i> (Wallich 1864) Deflandre, 1929					сд		сд					
12	<i>C. discoides</i> Penard, 1890				сд	р			Р		сд		
13	<i>C. ecornis</i> Ehrenberg, 1838	ед	ед		сд	сд	сд	сд	Р	сд		д	д
14	<i>C. hirsuta</i> Deflandre, 1929							сд	сд	сд			
15	<i>C. marsupiformis</i> Wallich, 1864				р		р	сд			сд		
16	<i>C. minuta</i> Deflandre, 1929				сд		р						
17	<i>C. orbicularis</i> Deflandre, 1929				р		р		сд	сд			
18	<i>C. platystoma</i> Penard, 1890				сд	сд			сд	сд	сд	д	
19	<i>Cucurbitella mespiliformis</i> Penard, 1902					сд	сд		Р				
20	<i>Cyclopyxis arcelloides</i> (Penard, 1902) Deflandre, 1929					р	сд			сд			
21	<i>C. eurytoma</i> Deflandre, 1929					р	р	р	Р				
22	<i>C. kahli</i> Deflandre, 1929						р	сд					
23	<i>Cyphoderia ampulla</i> (Ehrenberg 1841) Schlumberger, 1845				р					сд			

ПРІСНОВОДНА ГІДРОБІОЛОГІЯ

№	Вид	Місяць											
		січень	лютий	березень	квітень	травень	червень	липень	серпень	вересень	жовтень	листопад	Грудень
24	<i>C. compressa</i> Golemansky, 1979				р		р	сд			сд		
25	<i>Diffflugia acuminata</i> Ehrenberg, 1838			д	сд	сд	сд	сд	сд	сд	д		д
26	<i>D. avellana</i> Penard, 1890				р	р	р						
27	<i>D. corona</i> Wallich, 1864	д			сд	сд	сд	сд	сд	сд			
28	<i>D. curvicaulis</i> Penard, 1899						р	сд					
29	<i>D. gigantea</i> Chardez, 1956						сд	сд					
30	<i>D. globulosa</i> Dujardin, 1837				сд	сд			Р				
31	<i>D. gramen</i> Penard, 1902				сд	сд	сд	сд					
32	<i>D. lithophila</i> (Penard, 1902) Gauthier-Lievre et Thomas, 1958	д			сд		р			сд		д	
33	<i>D. lobostoma</i> Leidy, 1879						р	сд		сд			
34	<i>D. oblonga</i> Ehrenberg, 1838				сд	сд	сд		Р	сд			
35	<i>D. pristis</i> Penard, 1902								сд	р	сд	д	
36	<i>D. pyriformis</i> Perty, 1834				р			сд	Р	р			
37	<i>D. penardi</i> Hopkinson, 1909				р					р	сд	сд	
38	<i>D. urceolata</i> Carter, 1864					сд	р	сд					
39	<i>Euglypha strigosa</i> (Ehrenberg, 1871) Leidy, 1878					р			Р				
40	<i>E. tuberculata</i> Dujardin, 1841					р	р						
41	<i>Lesquereusia spiralis</i> (Ehrenberg, 1840) Butschli, 1888						р	сд	сд	р			
42	<i>Netzelia compressa</i> Dekhtyar, 1994				сд	р	р		Р	сд			
43	<i>N. wailesi</i> (Ogden, 1980) Meisterfeld, 1984				сд	сд			сд				
44	<i>Phryganella acropodia</i> (Hertwig et Lesser, 1874) Hopkinson, 1909						р	сд					
45	<i>Pontigulasia incisa</i> Rhumbler, 1896					сд	сд	сд	сд	сд			
46	<i>Trinema enchelys</i> (Ehrenberg, 1838) Leidy, 1879						р	р	Р	сд			
47	<i>Zivkovicia compressa</i> (Carter, 1864) Ogden, 1987						р	р	сд	сд	д		
48	<i>Z. spectabilis</i> (Penard, 1902) Ogden, 1987						р		Р	р			

Примітка. “ед” – евдомінант, “д” – домінант, “сд” – субдомінант, “р” – реседент.

Висновки

В результаті аналізу структури домінування черепашкових амєб р. Гуйва протягом 2008–2009 рр. до “головних видів” протягом року віднесені *A. discoides discoides*, *C. eornis* та *C. aculeata aculeata*.

Дослідження виконані при підтримці Державного фонду фундаментальних досліджень України (проект № Ф28/523-2009).

1. *Алекперов И.Х.* Методы сбора и изучения свободноживущих инфузорий и раковинных амёб: методологическое пособие / И.Х. Алекперов, Э.С. Асадуллаева, Т.Ф. Заидов. – С.-Петербург: Сайгон, 1996. – 51 с.
2. *Бузакова А.М.* Распределение микрозообентоса и придонного зоопланктона по биотопам Днепровского (Ленинского) водохранилища / А.М. Бузакова // Гидробиол. журн. – 1966. – Т. 2, № 2. – С. 46–48.
3. *Викол М.М.* Корненожки (Rhizopoda, Testacea) водоемов бассейна Днестра / М.М. Викол. – Кишинев: Штиинца, 1992. – 128 с.
4. *Гурвич В.В.* Видовой состав и численность раковинных корненожек Testacea (Rhizopoda) Днестра на участке от Жлобина до Канева / В.В. Гурвич // Вестник зоологии. – 1971. – № 3. – С. 70–75.
5. *Гурвич В.В.* Формирование микро- и мезобентоса Киевского водохранилища // Киевское водохранилище / В.В. Гурвич. – К.: Наук. думка, 1972. – С. 342–364.
6. *Гурвич В.В.* Формирование таксоценозов раковинных амёб (Rhizopoda: Testacea) в Каховском водохранилище / В.В. Гурвич // Acta protozool. – 1975. – Vol.14, N 3/4. – P. 297–311.
7. *Гурвич В.В.* Развитие микро- и мезобентоса в зависимости от состава грунтов / В.В. Гурвич, Е.П. Нахшина, И.К. Паламарчук // Гидробиол. журн. – 1972. – Т.8, №4. – С. 27–34.
8. *Дехтяр М.Н.* Экология Rhizopoda (Testacea) водоемов Килийской дельты Дуная / М.Н. Дехтяр // Гидробиол. журн. – 1969. – Т.5, № 4. – С. 55–64.
9. *Дехтяр М.Н.* Некоторые данные о раковинных амёбах (Rhizopoda, Testacea) Украинских Карпат / М.Н. Дехтяр // Фауна східних Карпат: сучасний стан, охорона: мат. міжн. конф. Ужгород, 13-16 вер, 1993. – Ужгород, 1993. – С. 265–267.
10. *Иванега И.Г.* О фауне раковинных корненожек (Rhizopoda, Testacea) Днестровского лимана / И.Г. Иванега // Вестник зоологии. – 1975. – № 6. – С. 65–68.
11. *Ковальчук Н.Е.* Микробентос водоемов бассейна Днестра : автореф. дис. ... канд. биол. наук : 03.00.18 “Гидробиология” / Н.Е. Ковальчук. – Київ, 1987. – 20 с.
12. *Ковальчук А.А.* Видовой состав инфузорий и корненожек из состава протистобентоса водоемов бассейна Днестра // Гидробиологический режим Днестра и его водоемов / А.А. Ковальчук, Н.Е. Ковальчук; под ред. Л.П. Брагинского. – К.: Наук. думка, 1992. – С. 231–237.
13. *Лубянов И.П.* Донная фауна пойменных водоёмов среднего течения Днестра в районе подтопа Днепродзержинского водохранилища / И.П. Лубянов // Зоол. журн. – 1959. – Т. 38, вып. 11. – С. 1612–1619.
14. *Мовчан В.А.* Инфузории и раковинные амёбы бентоса канала Северский Донец-Донбас : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. биол. наук : спец. 03.00.18 „Гидробиология” / В.А. Мовчан. – Киев, 1989. – 24 с.
15. *Фатовенко М.А.* Микрозообентос и придонный зоопланктон Днепродзержинского водохранилища // Днепродзержинское водохранилище / М.А. Фатовенко. – К.: Наук. думка, 1971. – С. 94–104.
16. *Цееб Я.Я.* Состав и количественное развитие фауны микробентоса низовьев Днестра и водоемов Крыма / Я.Я.Цееб // Зоол. журн. – 1958. – Т. 37, вып. 1. – С. 3–11.
17. *Ettl M.* The Ciliate Community (Protozoa: Ciliophora) of a Municipal Activated Sludge Plant: Interactions between Species and Nvironmental Factors / M. Ettl // Protozoological Monographs. – 2000. – Vol. 1. – P. 1-63.

О. М. Алпатова

Житомирский государственный университет им. И.Я. Франко, Украина

СЕЗОННЫЕ ИЗМЕНЕНИЯ В СТРУКТУРЕ ДОМИНИРОВАНИЯ РАКОВИННЫХ АМЕБ (TESTACEALOBOSIA; TESTACEAFILOSEA) г. ГУЙВА (БАСЕЙН ДНЕПРА)

Приведены результаты исследования сезонных изменений в структуре доминирования раковинных амёб р. Гуйва на протяжении 2008–2009 годов. К “главным видам” в течение всего года отнесены *A. discoides discoides*, *C. ecoris* и *C. aculeata aculeata*.

Ключевые слова: раковинные амёбы, сезонные изменения, структура доминирования

О. М. Alpatova

Zhytomyr Ivan Franko State University, Ukraine

SEASONAL CHANGES ARE IN STRUCTURE OF PREVAILING OF SHELL AMOEBAE (TESTACEALOBOSIA; TESTACEAFILOSEA) RIV. GUYVA (POOL OF DNEPR)

Data on the seasonal changes in the structure of domination in testate amoebae in Guyva River during 2008 and 2009 years are presented in the article. As a result the group of the “principal species” during the year was considered consisting of *A. discoides discoides*, *C. ecoris* and *C. aculeata aculeata*.

Key words: shell amoebae, seasonal changes, prevailing structure

УДК [574.64:502.51]

О.М. АРСАН, Ю.М. СИТНИК, Л.О. ГОРБАТЮК, М.О. МИРОНЮК, О.О. ПАСІЧНА,
М.О. ПЛАТОНОВ, Т.М. ШАПОВАЛ, І.Г. КУКЛЯІнститут гідробіології НАН України
пр-т Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна

ОСОБЛИВОСТІ ФОРМУВАННЯ СУЧАСНОГО ЕКОЛОГО-ТОКСИКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ВОДОЙМ УРБАНІЗОВАНИХ ТЕРИТОРІЙ ТА ЙОГО МОЖЛИВІ ЗМІНИ

На формування сучасного еколого-токсикологічного стану водойм, розташованих в межах Києва (київська ділянка Дніпра і озера), значно впливають нафтопродукти, загальні феноли і важкі метали, що погіршують якість води і роблять неможливим їх використання для рибогосподарських і рекреаційних цілей.

Ключові слова: екосистема, урбанізовані території, екотоксикологічний стан, нафтопродукти, феноли, важкі метали, риби, макрофіти

Для виявлення особливостей формування сучасного еколого-токсикологічного стану водойм урбанізованих територій насамперед потрібно дати загальну характеристику цих водойм, ступінь їх урбанізації тощо. Це дає можливість встановити чинники, що впливають на формування стану водойми, і передбачати його можливі зміни.

У зв'язку з цим, метою роботи було з'ясування особливостей формування сучасного екологічного стану екосистем водойм різного ступеня урбанізації м. Києва.

Матеріал і методи досліджень

Дослідження здійснені на водоймах, розташованих в межах Києва: р. Дніпро (до і після Києва) та озера міської зони м. Києва. Для досліджень використовували воду, донні відклади та гідробіонтів. Вміст нафтопродуктів у воді та донних відкладах визначали методом інфрачервоної спектрофотометрії згідно [1], вміст загальних фенолів у воді – фотометричним методом [1], накопичення важких металів у макрофітах і рибах визначали методом атомно-абсорбційної спектрофотометрії згідно [2–4]. Токсичність води та донних відкладів визначали методом біотестування за допомогою гіллястовусих ракоподібних [1, 5]. Статистичну обробку отриманих результатів здійснювали згідно [6].

Результати досліджень та їх обговорення

У формуванні сучасного екологотоксикологічного стану Дніпра на ділянці в межах Києва беруть участь водні маси Київського та київської ділянки Канівського водосховища.

Дослідження вмісту нафтопродуктів у воді р. Дніпро в межах Києва показали неоднорідний характер їх розподілу. Найбільш забруднені були райони: річкового порту – 0,370 мг/дм³, Труханова острова – 0,749 мг/дм³, де в літній період посилюється рух великого і маломірного флоту, мосту “метро” – 0,850 мг/дм³, Жукова острова – 1,072 мг/дм³, де розміщені стоянки суден, що є джерелом забруднення нафтопродуктами. Найвищий вміст нафтопродуктів (перевищував ГДК в 3–4 рази) у воді р. Дніпро в межах м. Києва відмічено у 2004 р.

Щодо загальних фенолів (ЗФ), то отримані результати в літньо-осінній періоді 2002–2006 рр. свідчать про те, що їх концентрація на різних ділянках р. Дніпро неоднакова і коливається в діапазоні від 27,98 мкг/дм³ до 229,0 мкг/дм³. Найбільша концентрація ЗФ спостерігалася в районі скиду Бортничів (за греблею). Вона складала 229,0 мкг/дм³ (осінь 2004). Це зумовлено стоком річок, наявністю промислових і побутових стоків, розвитком водяної рослинності.

Необхідно наголосити, що досліджені зразки води не показали токсичного впливу на – *D. magna*. Разом з тим відмічена токсичність зразків води для *C. affinis*. Токсичною для цього виду безхребетних виявилась вода скиду ТЕЦ-5 (поверхня) і нижче м. Ржищева (поверхня) – загинули 100% періодафній.

Щодо витяжок з донних відкладів, то в гострих дослідках токсичність виявлена лише в зразках з пригребельної ділянки Київського водосховища біля м. Вишгород. Протягом 5 діб у витяжках з донних відкладів цих зразків загинуло 80% періодафній, 20% рачків виживали і розмножувалися, але яйця першого вимету у них гинули, а другого і третього – розвивалися цілком нормально і

народжувалася життєздатна молодь. В інших витяжках з донних відкладів загибелі церіодафній не відмічено.

Як показали 7-добові досліди, у витяжках з донних відкладів, відібраних у верхів'ї Канівського водосховища в районі греблі Київської ГЕС відмічена загибель частини виметів під час ембріонального розвитку, тобто наявна ембріотоксичність цих зразків для *C. affinis*.

Щодо озер міської зони Києва, то їх за вмістом нафтопродуктів у воді та донних відкладах поділили умовно на 3 групи: чисті, умовно чисті або середньозабруднені і брудні.

До першої групи віднесено озера, в яких забруднення нафтопродуктами води і донних відкладів було значно нижчим, ніж санітарно-гігієнічні концентрації (ГДК 0,3 мг/дм³). До них належать: Голубе – 0,141 мг/дм³, Редьчине – 0,01–0,181 мг/дм³ в різні сезони року, Бабіне – 0,087–0,123 мг/дм³, Холодне – 0,079, Куренівське – 0,04 мг/дм³, Центральне – 0,074 мг/дм³. Низький вміст нафтопродуктів в цих озерах можливо пов'язаний з густими заростями вищої водної рослинності, яка є не тільки механічним фільтром нафтопродуктів, але і субстратом для перифітонних біоценозів з підвищеною щільністю бактеріального населення, що бере участь в розкладанні нафтопродуктів, сприяючи швидкій їх деструкції.

До другої, найчисленнішої, групи віднесли озера, в яких вміст нафтопродуктів у воді трохи нижчий або на рівні гранично допустимих санітарно-гігієнічних концентрацій. Це озера: Сонячне – 0,236–0,243 мг/дм³; Підбірна (Осокорки) – 0,113–0,204 мг/дм³; Алмазне – 0,049–0,282 мг/дм³; Райдужне – 0,095–0,265 мг/дм³; Олександрівське (пл. Шевченка) – 0,099–0,296 мг/дм³; Малий Тельбін – 0,161–0,278 мг/дм³; Тягле – 0,115–0,223 мг/дм³; Вирлиця – 0,133–0,389 мг/дм³; Берізка – 0,146–0,318 мг/дм³; Малинівка – 0,170–0,307 мг/дм³.

До третьої групи віднесено озера з вмістом у воді нафтопродуктів, що значно перевищував санітарно-гігієнічні ГДК. До них належать: Тельбін з вмістом нафтопродуктів в поверхневому шарі води – 3,469 мг/дм³ і в придонному – 1,565 мг/дм³, що перевищує гранично допустиму концентрацію в 10 і 5 разів відповідно; Сирецьке руслове, де показник нафтопродуктів у воді низький – 0,050 мг/дм³, проте в донних відкладах він високий і становить 696,511 мг/кг сухої маси, що свідчить про наявність джерела вторинного забруднення води озера; виток оз. Сирецьке – 0,563 мг/дм³ (поверхневі шари води); Вербне – протягом різних сезонів 2004 р. (весна, літо, осінь) вміст нафтопродуктів в поверхневому шарі коливався в межах 0,142–0,257 мг/дм³, що дозволяло віднести його до другої виділеної нами групи, але за наявністю нафтопродуктів у придонному шарі води (3,301–4,265 мг/дм³), що перевищували ГДК в 10–14 разів, віднесені до брудних. При цьому в донних відкладах озер Вербне і Троєщинське відбувається накопичення нафтопродуктів як в піщаній фракції – від 32,175 мг/кг сухої маси до 54,965 мг/кг сухої маси, так і в мулі – від 2757,78 мг/кг сухої маси до 3543,0 мг/кг сухої маси. Чітко простежується накопичення нафтопродуктів у воді і донних відкладах всіх вивчених озер протягом року.

Згідно дослідженням вмісту ЗФ в поверхневому та придонному шарах води умовно поділили озера на 3 групи.

До першої групи, тобто до озер, що сильнозабруднені фенольними сполуками, віднесли оз. Тельбін (вміст ЗФ весною в поверхневому шарі складав 334,49 мкг/дм³) та Малий Тельбін, Куренівське, Берізка, Троєщинське, Сиреньке руслове.

До другої групи, тобто до озер з середнім ступенем забруднення, віднесли Вербне, Синє (ліва затока), Бабіне, Радужне, Олександрівське.

До третьої групи, тобто до озер відносно чистих за вмістом ЗФ в поверхневому шарі води, віднесли: оз. Голубе – весна – 53, 45 мкг/дм³; оз. Синє (затока) – весна – 89,83; оз. Сонячне (середина) – весна – 75,28 мкг/дм³; оз. Алмазне – весна – 46,17; оз. Радужне – весна – 60,72; оз. Лугове (весна) – 57,09 мкг/дм³.

Необхідно зазначити, що вода з озер Алмазне, Вирлиця, Тельбін, Лугове, Сонячне, Синє, Горіхуватський став № 2, Дідорівський став не виявляла токсичного впливу на гіллястовусих рачків.

Як показали хронічні досліди з витяжками донних відкладів, найбільш забрудненими виявились озера Алмазне і Лугове. В першому випадку на 7-му добу досліду гинуло 65% молоді *C. affinis*, а решта не досягала статевої зрілості. В другому – розмноження церіодафній припинилося на рівні першого покоління внаслідок високої ембріотоксичності витяжок. Під дією витяжок з донних відкладів озер Синє, Сонячне, Дідорівського ставу плодючість *C. affinis* була вірогідно нижче контролю, під дією витяжок з озер Тельбін, Вирлиця, Горіхуватського ставу № 2 – неістотно відрізнялася від контролю.

Дослідження акумуляції важких металів (Cu, Pb, Mn) водними рослинами водойм м. Києва (озер Вербне, Центральне, Бабіне, Редьчине, Синє) показали, що елодея канадська з оз. Синє

накопичує Pb 25,4–34,2 мкг/г сухої маси; Cu – 9,8–11,9 мкг/г сухої маси; Mn – 1620,7–2720,1 мкг/г сухої маси. Одночасно *кушир занурений* з оз. Центральне накопичує Pb в кількості 17,3–20,1 мкг/г сухої маси; Cu – 6,5–8,8 мкг/г сухої маси; Mn – 1311,8–2347,1 мкг/г сухої маси. *Кушир занурений* з оз. Вербне акумулював Pb в кількості 11,2–16,5 мкг/г сухої маси; Cu – 2,8–4,7 мкг/г сухої маси; Mn – 230,4–307,8 мкг/г сухої маси; а *водопериця колосиста* з оз. Бабіне накопичувала Pb 16,9–19,8; Cu – 5,6–78; Mn – 221,3–251,6 мкг/г сухої маси.

Отже, вміст металів у макрофітах досліджуваних озер міської зони Києва виявився невисоким. Оскільки досліджувані занурені вищі водяні рослини є моніторами забруднення водного середовища важкими металами, то можна зробити висновок, що вода озер Вербне, Центральне, Бабіне, Редьчине і Синє не містить великої кількості важких металів, на відміну від ставка № 3 на р. Сирець і ставка № 14 на р. Нивка, де забруднення сягає значних рівнів.

Важкі метали (свинець, кадмій, мідь, цинк, нікель, марганець, кобальт, хром та ін.) зафіксовано у всіх виловлених видах риб водойм міської зони Києва у кількостях, що перевищують діючі ГДК у декілька разів.

Слід зазначити, що з досліджуваних нами токсичних речовин, найбільш несприятлива ситуація складається з нафтопродуктами. Їх вміст у воді Дніпра в межах Києва, починаючи з 1993 р. понині, значно перевищує рибогосподарські ГДК (0,05 мг/дм³). Враховуючи різке зростання у Києві кількості автотранспорту та станцій його технічного обслуговування, певна частина нафтопродуктів з площі водозбору м. Києва з дощовими водами попадатиме в його водойми та Дніпро. Це призведе до зростання концентрації нафтопродуктів у воді та донних відкладах даних водойм, а в кінцевому рахунку до погіршення якості води та унеможливлення їх використання в рибогосподарських та рекреаційних цілях.

Висновки

На формування сучасного еколого-токсикологічного стану водойм, розташованих в межах Києва (київська ділянка Дніпра та озера), значною мірою впливають нафтопродукти, загальні феноли та важкі метали, що погіршує якість води та унеможливорює використання цих екосистем для рибогосподарських та рекреаційних цілей.

1. *Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод* /О.М.Арсан, О.В.Давидов, Т.В.Дьяченко [та ін.] / За ред. В.Д. Романенка. – НАН України. Ін-т гідробіології. – К.: ЛОГОС, 2006. – 408 с.
2. *Пасичная Е.А.* Накопление меди и марганца некоторыми погруженными высшими водными растениями и нитчатыми водоростями / Пасичная Е.А., Арсан О.М. // Гидробиол. журн. – 2003. – Т. 39, № 3. – С. 65–73.
3. *Никаноров А.М.* Биомониторинг тяжелых металлов в пресноводных экосистемах / А.М. Никаноров, А.В. Жулидов, А.Ф. Покаржевский. – Л.: Гидрометеиздат, 1985. – 144 с.
4. *Никаноров А.М.* Биомониторинг металлов в пресноводных экосистемах / Никаноров А.М., Жулидов А.В. – Л.: Гидрометеиздат, 1990. – 327 с.
5. *Методика* получения водных вытяжек из донных отложений для их биотестирования / Э.П.Щербань, О.М. Арсан, Т.Н. Шаповал и др. // Гидробиол. журн. – 1994. – Т. 30, № 4. – С. 100–111.
6. *Лакин Б.Ф.* Биометрия / Б.Ф. Лакин. – М.: Высшая шк., 1973. – 343 с.

О.М. Арсан, Ю.М. Ситник, Л.О. Горбатюк, М.А.Миронюк, Е.А. Пасичная, М.А. Платонов, Т.Н. Шаповал, И.Г. Кукля

Институт гидробиологии НАН Украины, Киев, Украина

ОСОБЕННОСТИ ФОРМИРОВАНИЯ СОВРЕМЕННОГО ЭКОЛОГО-ТОКСИКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДОЁМОВ УРБАНИЗИРОВАННЫХ ТЕРРИТОРИЙ И ЕГО ВОЗМОЖНЫЕ ИЗМЕНЕНИЯ

На формирование современного эколого-токсикологического состояния водоёмов, расположенных в пределах Киева (киевский участок Днепра и озёра), в значительной степени влияют нефтепродукты, общие фенолы и тяжелые металлы, ухудшающие качество воды и делающие невозможным их использование для рыбохозяйственных и рекреационных целей.

Ключевые слова: экосистема, урбанизированные территории, экотоксикологическое состояние, нефтепродукты, фенолы, тяжелые металлы, рыбы, макрофиты

O.M. Arsan, Yu. M. Sytnik, L.O. Gorbatyuk, M.A. Myronyuk, Ye. A. Pasichnaya, M.A. Platonov, T.N. Shapoval, I.G. Kuklya

Institute Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv, Ukraine

FEATURES OF FORMING OF THE MODERN ECOLOGO-TOXICOLOGICAL STATE OF RESERVOIRS OF THE URBANIZED TERRITORIES AND ITS POSSIBLE CHANGES

Oils, general phenols and heavy metals have an effect on forming of the modern eco-toxicology state of the reservoirs, located within the scope of Kyiv (Kyiv area of Dnipro and lakes). These chemical substances deteriorative on the environmental quality doing impossible their use for fish breeding and recreation aims.

Key words: ecosystem, urbanized territories, oil, phenols, heavy metals, fishess, macrophytes

УДК [579.64+574.64:597.551.2].

О.В. БАРБУХО, А.О. ЖИДЕНКО

Чернігівський національний педагогічний університет ім. Т.Г. Шевченка

вул. Гетьмана Полуботка, 53, Чернігів 14013, Україна

ЗАСТОСУВАННЯ ПРОБІОТИКУ БПС-44 ДЛЯ КОРИГУВАННЯ ПОРУШЕНЬ У РИБ ЗА ДІЇ РАУНДАПУ

Вивчали вплив сумісної дії раундапу (2 ГДК) та пробіотику БПС-44 на динаміку клітин *Bacillus subtilis* 44-р в організмі дворічок коропа. Пробіотичний препарат БПС-44 сприяє підвищенню загальної резистентності та покращенню фізіологічного стану організму риб в умовах гербіцидного забруднення водойм.

Ключові слова: короп лускатий, гербіциди, раундап, пробіотики, БПС-44, Bacillus subtilis 44-р, шкіра, зябра, слиз, кишечник

Застосування гербіцидів окрім позитивної дії в боротьбі з бур'янами має негативні наслідки, обумовлені їх токсичністю для водних організмів, зокрема для риб. У зв'язку з цим в рибогосподарській практиці постійно проводяться роботи з пошуку засобів підвищення захисних функцій організму риб до дії стрес-факторів. Останнім часом перевага надається пробіотикам – живим бактеріям, які сприятливо впливають на організм риб, шляхом зміни їх мікробного середовища, забезпечення ефективнішого використання їжі або підвищення її поживної цінності за рахунок збільшення опору організму риб до дії токсичних факторів [2].

В Інституті сільськогосподарської мікробіології УНААН на основі штаму *Bacillus subtilis* 44-р розробили препарат – “бацілярний субтіліс БПС-44”, що активно використовується у ветеринарії та медицині для коригування порушень фізіологічних процесів у молодняка великої рогатої худоби [1].

Метою роботи було дослідження можливості направленої формування мікробіоценозу корошових риб шляхом заселення їх кишечника пробіотичною мікрофлорою для підвищення резистентності організму риб до дії раундапу (2 ГДК). У зв'язку з внесенням пробіотику БПС-44 у воду дослідних ємностей, в яких знаходилася риба, доцільним було вивчити динаміку чисельності бактеріальних клітин *Bacillus subtilis* 44-р і у воді.

Матеріал і методи досліджень

Об'єктом дослідження були дворічки коропа лускатого (*Cyprinus carpio* L.) масою 400–500 г, вирощені у ВАТ «Чернігіврибгосп». Рибу розміщували у акваріумах з відстояною водопровідною водою об'ємом 200 дм³ з розрахунку 1 екземпляр на 40 дм³ води у трьох варіантах: 1 – контроль, 2 – дія 2 ГДК гербіциду, 3 – сумісний вплив гербіциду і пробіотичного препарату БПС – 44 (у воду, крім вказаного гербіциду, за 2 доби до його внесення додавали препарат “бацілярний субтіліс БПС – 44”). В усіх випадках протягом 14-добового експерименту температура води змінювалася в межах + 5–10°C, вміст розчиненого кисню знаходився в межах фізіологічної норми (5,82±0,36 мг/ дм³). Воду в акваріумах замінювали кожні 2 доби.

У досліді використовували гербіцид раундап, концентрацію 2 ГДК, яку створювали внесенням розрахункових кількостей 36% розчину раундапу, а також додавали пробіотичний препарат БПС-44 з титром життєздатних клітин 1,25×10⁸ КУО (колонійутворюючих одиниць)/дм³.

Посіви з шкіри, зябер, слизової оболонки та кишкового виконували на 7 та 14 добу експерименту від 5 екземплярів риб і були поставлені у 2-х повторностях. Для цього асептично ізольовані з переднього та заднього відділу кишечника шматочки кишкового (розміром $1 \times 1 \text{ см}^2$ без залишків слизу) гомогенізували у стерильній фарфоровій ступці, після гомогенат суспензували у стерильній воді у співвідношенні 1:1 (маса:об'єм), відстоювали 10 хв., брали 1 см^3 надосадової рідини і готували ряд послідовних десятикратних розведень від 10^{-1} до 10^{-4} , які у кількості $0,1 \text{ см}^3$ вносили на живильне середовище – м'ясо-пептонний агар [4]. Для визначення кількості *Bacillus subtilis* 44-р у слизу кишкового у пробірки з стерильною водою у співвідношенні 1:1 (маса:об'єм) вносили по 1 см^3 зіскребів з слизової оболонки переднього та заднього відділів кишкового, після чого робили ряд десятикратних розведень. З метою знищення неспорів мікрофлори перед посівом проби прогрівали на водяній бані 10 хв при 80°C . Чашки накривали кришками, ставили на рівну поверхню до повного застигання і вміщували на 24–48 год в термостат [5]. Після термостатування проб при 28°C підраховували кількість колоній, що виросли на чашках. Також для дослідження динаміки клітин *Bacillus subtilis* 44-р у воді, в якій знаходилася риба, проводили відбір проб води та її кількісний посів на живильне середовище – м'ясо-пептонний агар [4].

Одержані результати оброблені статистично за допомогою програми Microsoft Excel. Відмінності між порівнюваними групами вважали достовірними при $* p < 0,05$.

Результати досліджень та їх обговорення

Зміна біоценозу у водоймі шляхом внесення різноманітних препаратів суттєво впливає на мікробіоценоз риб, у зв'язку з чим виникла необхідність вивчити динаміку клітин пробіотику БПС–44 у воді та на зовнішніх покриттях риб. За результатами дослідів показана наявність колоній *Bacillus subtilis* 44-р у воді, зябрах, стінках та слизу кишкового дворічок коропа за сумісної дії раундапу та пробіотику. Можна зробити висновок, що гліфосат не чинить негативної дії на ріст клітин *Bacillus subtilis* 44-р. Після внесення пробіотику БПС–44 у воду дослідних акваріумів клітини *Bacillus subtilis* 44-р рівномірно розподілялись у товщі водного середовища. Мікробіологічні дослідження води з акваріумів показали, що у воді з пробіотиком збільшується загальна кількість клітин *Bacillus subtilis* 44-р з $5,4 \pm 1,21 \times 10^3 \text{ КУО/см}^3$ на 7-у добу до $1,4 \pm 0,55 \times 10^4 \text{ КУО/см}^3$ на 14-у добу (рис.). Очевидно, що зростання кількості клітин *Bacillus subtilis* 44-р у акваріумі з пробіотиком відбувалося за рахунок внесення препарату у воду та мікробіоценозу риб. Отже, рівномірне розподілення клітин *Bacillus subtilis* 44-р пробіотику БПС–44 і їх тривале знаходження у воді сприятиме встановленню екологічної стабільності водного біоценозу. Раундап не перешкоджає поділу клітин *Bacillus subtilis* 44-р та збільшенню кількості їх колоній.

Слід зазначити, що значний ріст колоній спостерігався і у посівах з шкіри, що свідчить про наявність клітин *Bacillus subtilis* 44-р пробіотику БПС–44 на тілі риб. Зокрема, кількість бактеріальних клітин *Bacillus subtilis* 44-р збільшилась у 8,75 рази у варіанті з пробіотиком і становила $7,0 \pm 1,76 \times 10^3 \text{ КУО/см}^2$.

Бактерії пробіотику були виявлені і в посівах з зябер. Їх кількість протягом 7-ми діб збільшувалася до $2,8 \pm 0,37 \times 10^4 \text{ КУО/г}$ у риб з пробіотиком. При 14-добовому утримуванні риб у воді з раундапом та пробіотиком кількість клітин *Bacillus subtilis* 44-р у зябрах становила $4,8 \pm 0,74 \times 10^4 \text{ КУО/г}$, що у 2 рази більше, ніж на 7-му добу інкубації.

На 7-у добу експерименту при початковому значенні чисельності бактерій *Bacillus subtilis* 44-р у кишковому риб (передньому відділі) контрольної групи $4,0 \pm 0,24 \times 10^2 \text{ КУО/г}$ у риб з раундапом їх кількість значно зменшилась – до $6,0 \pm 0,4 \times 10^1 \text{ КУО/г}$ (у 6,7 разів), а у риб з пробіотиком зросла до $1,0 \pm 0,45 \times 10^3 \text{ КУО/г}$ (у 2,5 рази). Також збільшення кількості клітин *Bacillus subtilis* 44-р $6,4 \pm 0,87 \times 10^3$ у варіанті з пробіотиком (у 8 разів) відмічається на 14-у добу, що свідчить про заселення кишкового мікрофлорою під дією БПС–44.

Кількість клітин пробіотику БПС–44 у посівах суспензії тканини кишкового заднього відділу контрольної групи становила $4,0 \pm 0,24 \times 10^2 \text{ КУО/г}$ як на 7-у, так і на 14-у доби, а у варіанті з раундапом ріст колоній не відмічався, що можна пояснити малою кількістю вихідної мікрофлори кишкового та інгібуючою дією раундапу. Проте, слід відмітити, що титр клітин *Bacillus subtilis* 44-р є досить високим у варіанті дослідів з пробіотиком і знаходиться на рівні $2,8 \pm 0,58 \times 10^2$ – $5,4 \pm 1,12 \times 10^3 \text{ КУО/г}$ на 7-у та 14-у доби відповідно. Через 168 год чисельність клітин пробіотику у слизу переднього відділу кишкового поступово зростала – від $6,0 \pm 0,4 \times 10^2 \text{ КУО/см}^3$ в контролі до $3,6 \pm 0,75 \times 10^4 \text{ КУО/см}^3$ (у 60 разів) у риб з пробіотиком. Порівняно з 14-ю добою їх кількість була меншою у 1,5 рази в контролі і становила $4,0 \pm 0,25 \times 10^2 \text{ КУО/см}^3$, але більшою в 115 разів у варіанті з пробіотиком – $4,6 \pm 0,75 \times 10^4 \text{ КУО/см}^3$. В групі з раундапом рісту типових колоній не було. У слизі заднього відділу кишкового на 7-у добу експерименту клітини *Bacillus subtilis* 44-р виявлені в

кількості $8,0 \pm 0,37 \times 10^2$ КУО/см³ і знижують активність до 0 у групі з раундапом, але збільшують до $2,2 \pm 0,86 \times 10^4$ КУО/см³ у варіанті з пробіотиком (у 27,5 рази). На 14-у добу також спостерігалася тенденція до збільшення чисельності бацил препарату від $2,0 \pm 0,20 \times 10^2$ КУО/см³ в контролі до $1,8 \pm 0,37 \times 10^4$ КУО/см³ у варіанті з пробіотиком (у 90 разів), що можна пояснити кращими умовами для заселення кишкового риби пробіотичною мікрофлорою. В подальшому це призводить до підвищення протиінфекційної стійкості організму, регулювання та стимулювання травлення риби, продукування біологічно-активних речовин, які здатні нейтралізувати токсини бактерій та шкідливі метаболіти [3, 6]. Так, в нашому експерименті підвищення кількості бактерій *Bacillus subtilis* 44-р у воді, на зовнішніх покриттях та зябрах дворічок коропа перешкоджає утворенню виразок, крапкових крововиливів, набряків на їх плавцях та зовнішніх покриттях. Ці явища спостерігали на рибах в акваріумах з раундапом, але без пробіотику.

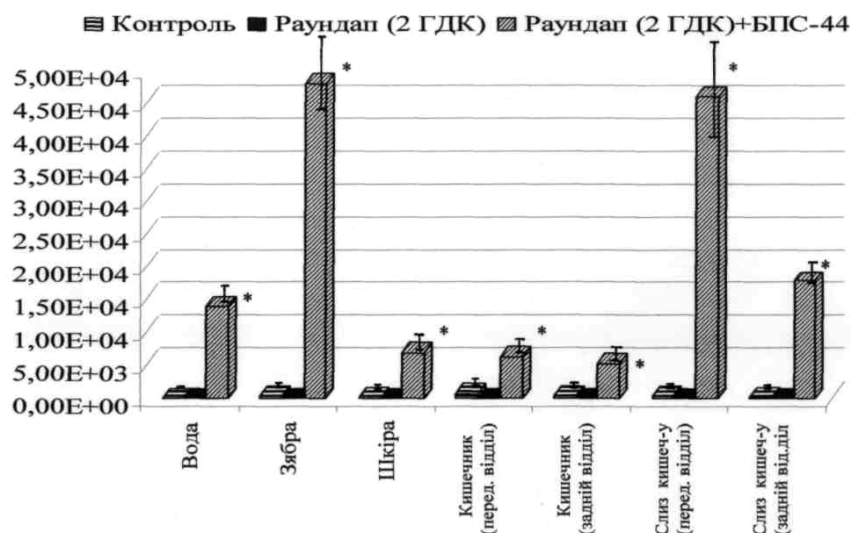


Рис. Кількість клітин *Bacillus subtilis* 44-р пробіотику БПС-44 у воді та в організмі коропа на 14 добу експерименту

Висновки

Аналіз результатів досліджень дозволяє стверджувати, що в умовах гербіцидного забруднення водойм застосування пробіотичного препарату БПС-44 у кількості 125 млн. клітин *Bacillus subtilis* 44-р/дм³ вже на 7-у добу сприяє покращенню фізіологічного стану організму риби, підвищенню його загальної резистентності, а також позитивно впливатиме на збереження екологічної стабільності водного біоценозу та об'єктів аквакультури. Одержані результати свідчать про перспективність застосування пробіотичного препарату БПС-44 в аквакультурі для корекції негативного впливу гербіцидів.

1. Агеев В.О. Антиоксидантний та імунний статус молодняку ВРХ за дії пробіотичних препаратів БПС-44 та БПС-Л / В.О. Агеев, С.В. Дерев'яно, Г.М. Дяченко [та ін.] // Наук. вісник Львівськ. нац. ун-ту ветерин. медицини та біотехнологій ім. С.З. Гжицького. – 2008. – Т. 10, № 3. – Ч. 1. – С. 10–17.
2. Антибиотики и пробиотики в аквакультуре / Л.Н. Юхименко, Л.И. Бычкова, А.В. Пименов и [др.] // Вопросы рыбного хозяйства Беларуси Сборник научных трудов. – Вып. 24. – Мат. межд. научно-практич. конф. „Стратегия развития аквакультуры в современных условиях”. Минск, 11–15 августа 2008. – С. 504 – 506.
3. Карасева Т.А. Влияние препарата «сухая бактериальная культура ацидофильной палочки» на здоровье и рост радужной форели / Т.А. Карасева, Н.К. Воробьева, М.А. Лазарева // Тез. докл. науч.-практ. конф. “Марикультура Северо-Запада России”. – Мурманск, 2000. – С. 22–23.
4. Методы общей бактериологии / под ред. Ф. Герхардта и др. [пер. с англ. Е.Н. Кондратьевой и Л.В. Калакуцкого]: в 3 т. – М.: Мир, 1984. – Т.3. – 264 с.
5. Теплер Е.З. Практикум по микробиологии / Е.З. Теплер, В.К. Шильникова, Г.И. Переверзева. – 2-е изд., пер. и доп. – Москва: Колос, 1979. – С. 196–197.
6. Hansen G.H. Bacterial interactions in early life studies of marine cold water fish / G.H. Hansen, J.A. Olafsen // Microb. Ecol. – 1999. – Vol. 38, N1. – P. 1–26.

О.В. Барбухо, А.О. Жиденко

Черниговский национальный педагогический университет им. Т.Г. Шевченко, Украина

ПРИМЕНЕНИЕ ПРОБИОТИКА БПС-44 ДЛЯ КОРРЕКЦИИ НАРУШЕНИЙ У РЫБ ПРИ ДЕЙСТВИИ РАУНДАПА

Изучали влияние совместного действия раундапа (2 ПДК) и пробиотика БПС-44 на динамику клеток *Bacillus subtilis* 44-р в организме двухлеток карпа. Установлено, что пробиотический препарат БПС-44 способствует повышению резистентности и улучшению физиологического состояния организма рыб в условиях гербицидного загрязнения водоемов.

Ключевые слова: карп чешуйчатый, гербициды, раундап, пробиотики, БПС-44, *Bacillus subtilis* 44-р, кожа, жабры, слизь, кишечник

O.V. Barbukho, A.O. Zhidenko

Chernihiv National Taras Shevchenko Pedagogical University, Ukraine

APPLICATION OF PROBIOTIC BPS-44 FOR CORRECTION OF VIOLATIONS IN FISH AT ACTIONS OF ROUNDUP

The influence of the united action of roundup (2 MAC) and probiotic BPS-44 on the dynamics of *Bacillus subtilis* 44-p cells in the organism of two-year-old carps is studied. It is found that probiotic preparation BPS-44 promotes the increase of resistance and the improvement of the physiological state of fish organism in the conditions of herbicide pollution of water objects.

Key words: carp, herbicides, roundup, probiotic, BPS-44, *Bacillus subtilis* 44-p, skin, gill, mucus, intestine

УДК (577.34:581.526.3)(28)(477)

В. В. БЕЛЯЄВ

Інститут гідробіології НАН України

пр-т Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210, Україна

ФОРМУВАННЯ ДОЗИ ОПРОМІНЕННЯ ОЧЕРЕТУ ЗВИЧАЙНОГО ЗА УМОВ ВОДОЙМИ-ОХОЛОДЖУВАЧА ЧАЕС

Вивчали формування поглинутої дози *Phragmites australis* водойми-охолоджувача Чорнобильської АЕС. Враховували особливості вертикального розподілу органів/тканин рослини та радіонуклідів. Встановлено, що середня поглинена за рік доза опромінення рослини складала 14–31 мГр/рік, максимальна – до 550 мГр/рік.

Ключові слова: доза, вищі водні рослини, радіонукліди

При використанні ядерної енергії виникає загроза забруднення навколишнього середовища радіоактивними речовинами. Кінцевою ланкою міграції більшості радіонуклідів є водні екосистеми. Штучні радіонукліди збільшують фон опромінення всіх організмів. Іонізуюча радіація провокує в клітинах складні фізичні та фізико-хімічні процеси, що призводять до розвитку радіобіологічних ефектів. В дослідженнях відзначається, що радіобіологічні ефекти функціонально залежать від поглинутої організмом дози опромінення. Останнім часом з'явилися роботи, в яких вказується на ефекти, пов'язані з опроміненням повітряно-водних рослин зони відчуження аварії на ЧАЕС [8]. Особливості фізіології водних рослин та розподілу радіонуклідів у водних екосистемах вимагають модифікації методик розрахунку дозових навантажень, що розроблені для наземних рослин. Для водних екосистем як референтного виду обрано представника групи занурених рослин – водоперицю колосисту. Однак параметри, що отримані для водопериці колосистої не зовсім коректно використовувати при розрахунку дози опромінення повітряно-водних рослин. Разом з тим саме повітряно-водні рослини в більшості водойм домінують за біомасою [2, 4]. Тому метою нашої роботи було оцінити формування дози опромінювання повітряно-водних рослин на прикладі очерету звичайного водойми-охолоджувача ЧАЕС (ВО ЧАЕС).

Матеріал і методи досліджень

У роботі використано результати флористичних та радіоекологічних обстежень ВО ЧАЕС у 2002–2004 рр., що були отримані за підтримки проекту INTAS (RESPOND-2001-0556-2004). Донні відклади відбирали пошарово у заростях очерету звичайного вздовж берегової лінії пробовідбірником донних відкладів. Визначали водно-фізичні властивості та вміст радіонуклідів у кожному шарі донних відкладів. Якщо траплялися кореневища очерету масою більше, ніж 1 г на пробу, то визначали їх сиру та повітряно-суху масу з перерахунком на одиницю площі. Рослини очерету відбирали в пунктах відбору донних відкладів. Визначали природну та повітряно-суху масу рослин, вміст радіонуклідів. Потужність дози у повітрі в заростях очерету визначали СРП-68-01 та ДБГ 01Н. Визначення питомого вмісту гама-випромінюючих радіонуклідів у донних відкладах та рослинах проводили у відділі прісноводної радіоекології Інституту гідробіології НАН України гама-спектрометричним методом. Вміст ^{90}Sr у воді, донних відкладах та очереті оцінювали згідно [6, 10]. При розрахунку дози опромінення очерету використовували методичні вказівки [3, 7].

Результати досліджень та їх обговорення

Дозові навантаження на організм формуються за рахунок зовнішнього опромінення від води і донних відкладів, та внутрішнього – від інкорпорованих радіонуклідів. Для гідробіонтів, зокрема водних рослин, виникає проблема при розрахунках кількості енергії іонізуючого випромінювання, яка реалізується в об'ємі організму. Так, згідно методики [1] у рослинах реалізується 100 % енергії β -випромінювання, а згідно методики [9] тільки 10 % енергії $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ та 30 % β -часток ^{137}Cs . З урахуванням лінійних розмірів тканин/органів рослин дозу внутрішнього опромінення можна визначити за формулою:

$$D = \sum \sum C_{ij} K(\beta)_j g_j W_j t, i=1, n; j=1, k, \quad (1)$$

де: C_{ij} – концентрація i -го радіонукліда у j -тому органі/тканині, Бк/кг; $K(\beta)_j$ – дозовий коефіцієнт i -го радіонукліда (α - та β -випромінювання) (Гр/доба)/(Бк/кг); g_j – коефіцієнт, що враховує, яка доля енергії β -часток реалізується у j -тому органі/тканині; W_j – відносна вага j -го органа/тканини; t – час опромінення, доба; n – кількість радіонуклідів; k – кількість органів/тканин рослини з різними лінійними розмірами.

Водні рослини розміщуються у трьох середовищах: ґрунті, воді та повітрі. Тому розрахунки дози зовнішнього опромінення рослин з урахуванням розмірів необхідно проводити для окремих однорідно забруднених шарів середовища – від найглибше розташованих частин кореневої системи до верхівки рослини.

З огляду на те, що об'ємна та питома активність радіонуклідів у ґрунтах, воді та повітрі відрізняється на кілька порядків, можна знехтувати дозою, що утворюється у середовищі з меншою концентрацією радіонуклідів. Доза зовнішнього опромінення на органи/тканини рослини формується α -, β - та γ -випромінюванням. При розмірах органа/тканини рослин більше за максимальний пробіг заряджених часток дозою зовнішнього опромінення від цих часток можна знехтувати. За значного градієнту концентрації радіонуклідів у донних відкладах визначення зовнішньої дози за рахунок γ -випромінювання на тканини/органи рослини найбільш коректно робити за потоком часток або енергії γ -квантів від кожного рівномірно забрудненого шару донних відкладів з урахуванням поглинання з наступним інтегруванням по шарам. Дозу зовнішнього опромінювання від донних відкладів на органи/тканини рослини, що знаходяться у воді та повітрі, розраховують аналогічно. При цьому враховують поглинання випромінювання водними масами, а дозу від радіонуклідів води та повітря – у наближенні нескінченної хмари за формулою [3]:

$$D = \sum C_{(i)} K_{d(i)(\gamma)} t, i = 1, n, \quad (2)$$

де: $C_{(i)}$ – концентрація i -го – радіонукліда у воді або повітрі, Бк/кг; $K_{d(i)(\gamma)}$ – дозовий коефіцієнт i -го радіонукліда, (Гр/сут)/(Бк/кг); t – час, діб.

З власних та літературних даних [10] відомо, що вміст ^{137}Cs у донних відкладах у зонах зростання очерету ВО ЧАЕС складав 0,5–200 кБк/кг, доаварійні значення вмісту цього радіонукліда реєстрували у шарах, що розташовані нижче від 50 см. У очереті звичайному вміст ^{90}Sr був у межах 32–3900 Бк/кг, ^{137}Cs – 531–14200 Бк/кг повітряно-сухої маси. Питома активність ^{137}Cs у кореневій системі була у 1–3 рази вищою, ніж у надземній частині, питома активність ^{90}Sr у надземній та підземній частинах був майже однаковим. Потужність експозиційної дози визначеної СРП-68-01 складала 55–600 мкР/год, показання ДБГ-01Н (в однакових одиницях) були в 3–10 разів меншими. Потужність дози, що визначена СРП-68, у межах похибки вимірювань збігалася з результатами розрахунків дози, що утворюється за рахунок донних відкладів. Розкид показників СРП-68-01 та ДБГ-01Н можна пояснити тим, що датчик ДБГ-01Н не фіксує низькоенергетичне γ -

випромінювання. Так, цей прилад майже не реагував на випромінювання джерела ^{241}Am з набору ОСГІ.

Для оцінки поглинутої дози очеретом звичайним ВО ЧАЕС були обрані дані, близькі до середніх у водоймі: 1) вміст ^{137}Cs у донних відкладах у місцях росту рослин рівномірний у шарі 0–50 см (10 кБк/кг сирової маси), вміст ^{90}Sr рівномірний у шарі 0–75 см (1 кБк/кг); 2) вміст ^{90}Sr розраховували так, щоб відношення щільності забруднення ^{137}Cs до ^{90}Sr відповідало відношенню запасів цих радіонуклідів у водоймі, яке згідно [10] становить 6,77; 3) вміст ^{137}Cs у надземній частині – 4800 Бк/кг повітряно-сухої маси, у підземній частині концентрація у два рази вища. Вміст ^{90}Sr в рослині рівномірний – 322 Бк/кг. Відношення природної та повітряно-сухої маси становить 3; 4) вміст ^{137}Cs у водних масах 5 Бк/л; 5) шар води у місцях зростання рослин 50 см, висота рослин 3 м.

Розрахунок проводили для трьох варіантів розподілу кореневої системи у донних відкладах: I) у шарі 0–50 см; II) у шарі 0–100 см; III) у шарі 0–150 см. Відносний масовий розподіл органів/тканин рослин прийняли згідно [5]. Визначена надземна повітряно-суха маса очерету у заростях складала 2,6–4,3 кг/м², висота рослин – 2,5–3,8 м [2]. Оціночна біомаса кореневищ у шарі 0–50 см донних відкладів становила 1,6 кг/м². При розрахунках було зроблено припущення, що корінці знаходяться у рівновазі з донними відкладами за β -випромінюванням.

Розрахунки за наведеними вище формулами при зроблених припущеннях показують, що середня потужність дози на окремі органи/тканини для різних варіантів складала 12–132 мкГр/доба, а річна доза – 2,2–48 мГр, середні для рослини величини 42–90 мкГр/доба та 14–31 мГр відповідно. Максимальна потужність – 0,18–2,6 мГр/доба (усереднена для рослини – 0,7–1,7 мГр); річна доза 0,03 – 0,94 Гр (усереднена для рослини – 0,2–0,55 Гр). За рахунок внутрішнього опромінення формується 5–33% дози. Найбільший внесок у формування дози опромінення рослини вносить кореневище – 76–79%. Внесок корінців у загальну масу рослини становить 10%, а у дозу опромінювання рослини – 13–16%, тобто у 1,3–1,6 рази більше, ніж у відносну масу. Внесок надземної частини рослин у дозу 5–10%, що в 1,5–2 рази менше, ніж її відносна маса.

Висновки

Найбільшу дозу отримують корінці рослини, яка може бути в 10 разів більшою, ніж доза, що сформувалася у надземній частині. Якщо не враховувати дозу опромінювання рослини, що утворюється за рахунок донних відкладів, величина дози опромінювання рослини може бути заниженою у 20 разів. Для ВО ЧАЕС максимальна річна доза на корінці очерету звичайного складає 0,94 Гр, усереднена на рослину – 0,55 Гр.

1. Гродзинский Д.М. Методика применения радиоактивных изотопов в биологии / Д.М. Гродзинский. – К.: Изд-во УАСХН, 1962. – 171 с.
2. Дьяченко Т.Н. Макрофиты водоема-охладителя Чернобыльской АЭС / Дьяченко Т. Н., Насвит О. И. // Гидробиол. журн. – 2005. – Т. 41, № 3. – С. 9–14.
3. Защита от ионизирующих излучений: В 2 т. Т. 1. Физические основы защиты от излучений / Под ред. Н. Г. Гусева. – М.: Энергоатомиздат, 1989. – 512 с.
4. Корелякова И. Л. Растительность Кременчугского водохранилища / И. Л. Корелякова. – К.: Наук. думка, 1977. – 200 с.
5. Лукина Л. Ф. Физиология высших водных растений / Лукина Л. Ф., Смирнова Н. Н. – К.: Наук. думка, 1988. – 188 с.
6. Радіаційний стан території зони відчуження у 2008 році. / С. І. Кіреєв, Б. О. Годун, Т. І. Нікітіна [та ін.] // Бюлетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. – 2009. – № 1 (33). – С. 3–23.
7. Савинский А. К. Спектры ЛПЭ и коэффициент качества инкорпорированных радионуклидов: Справочник / А. К. Савинский, В. И. Попов, В. А. Кулямин. – М.: Энергоатомиздат, 1986. – 144 с.
8. Шевцова Н. Л. Насіннева продуктивність та ураження паразитичним грибом *Claviceps purpurea* очерету звичайного в зоні відчуження Чорнобильської АЕС / Н. Л. Шевцова, М. А. Нургудін, Д. І. Гудков / Збірка матер. Міжнар. конф. «Сучасні проблеми біології, екології та хімії», 29 бер.–1 кв. 2007, Запоріжжя. – Запоріжжя, 2007. – Ч. 1. – С. 270–272.
9. Handbook for assessment of the exposure of biota to ionising radiation from radionuclides in the environment / Ed. by J. Brown, P. Strand, Al. Hosseini. - Project within the EC 5th Framework Programme, Contract № FIGE-CT-2000-00102. – Framework for Assessment of Environmental Impact, 2003.
10. Nasvit O. Radioecological Situation in the Cooling Pond of Chornobyl NPP // Recent Research Activities about the Chornobyl NPP Accident in Belarus, Ukraine and Russia. – Research Reactor Institute, Kyoto University. – 2002. – P. 74–85.

В. В. Беляев

Институт гидробиологии НАН Украины, Киев, Украина

ФОРМИРОВАНИЕ ДОЗЫ ОБЛУЧЕНИЯ КАМЫША ОБЫЧНОГО В УСЛОВИЯХ ВОДОЕМА ОХЛАДИТЕЛЯ ЧАЭС

Изучали формирование поглощенной дозы для *Phragmites australis* водоема-охладителя Чернобыльской АЭС. Учитывали особенности вертикального распределения органов/тканей растения и радионуклидов. Установлено, что средняя поглощенная за год доза облучения растения составляла 14–31, максимальная – до 550 мГр/год.

Ключевые слова: доза, высшие водные растения, радионуклиды

V.V. Belyaev

Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv, Ukraine

FORMING OF DOSE OF IRRADIATION OF REED ORDINARY RESERVOIR-COOLER OF CHAES

The formation of absorbed dose for *Phragmites australis* from the cooling pond of the Chernobyl NPP was studied. The spatial distribution of radionuclides and organ/tissue of plant was considered. The average value of absorbed radiation dose for plant ranged from 14 to 31 mGy year⁻¹, the highest – up to 550 mGy/year.

Key words: dose, higher water plants, radionuclides

УДК 597.2/.5

В.К. БІГУН¹, В.О. МОСНИЦЬКИЙ²

¹Інститут гідробіології НАН України

пр-т Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210, Україна

²Національний університет водного господарства та природокористування

вул. Соборна, 11, Рівне 33000, Україна

ПОШИРЕННЯ ТА БІОЛОГІЧНІ ОСОБЛИВОСТІ ЧЕБАЧКА АМУРСЬКОГО (*PSEUDORASBORA PARVA* TEMMINCK ET SCHLEGEL, 1846) У ВОДОЙМАХ ЗАХІДНОГО ПОЛІССЯ УКРАЇНИ

У статті розглядається проблема поширення інвазійного виду риб – чебачка амурського (*Pseudorasbora parva* Temminck et Schlegel, 1846). Вказано водойми, в яких було зафіксовано цей вид, та наведено дані щодо його біологічної характеристики в умовах Західного Полісся України.

Ключові слова: чебачок амурський, біологічна характеристика, Західне Полісся України

Амурський чебачок (*Pseudorasbora parva* Temminck et Schlegel, 1846) є прикладом випадкової інтродукції. Природний ареал цього виду включає води Китаю, Тайваню, Кореї, Японії. Приблизно за півстоліття цей вид успішно розселився по водоймах Середньої Азії, південних регіонів Європейської частини Росії, практично по всій території України, півдні Європи аж до Англії [10, 11]. У природних водоймах України цей вид становить небезпеку для аборигенної іхтіофауни, конкуруючи з деякими видами на трофічному рівні, витісняє та займає їх екологічні ніші. У водоймах рибогосподарського призначення завдає шкоди вирощуванню посадкового матеріалу та товарної риби, виснажуючи природну кормову базу водойм.

Дослідження морфометрії та біології амурського чебачка переважно у водоймах південних областей України здійснили Ю.В. Мовчан та В.І. Козлов [3]. Дані щодо біології амурського чебачка з природного ареалу поширення описані у роботі В.А. Мухачової [4].

Зважаючи на відсутність або оглядовий рівень даних щодо біологічних особливостей цього виду, виникає необхідність проведення більш детальних досліджень амурського чебачка як нового представника водних біоценозів Поліського регіону.

Матеріал і методи досліджень

Дослідження здійснено експедиційно протягом 2009 року. Риб виявили при дослідженні озера Люб'язь на території Національного природного парку «Прип'ять – Стохід». Досліджено

морфометричні особливості та масу тіла, вгодованість та масу гонад, харчовий раціон, проходження нересту. Вимірювання та обробку риб здійснювали згідно методик [2, 6].

Результати досліджень та їх обговорення

Амурський чебачок виявлений в ряді озер Любешівського (озера Біле, Плотишне, Тучне, Рогізне, Добре, Люб'язь, Шині) та Маневицького (озера Лісне, Вино, Лісовське, Глибоке, Веприк, Череваха) районів Волинської області, а також в заплавах річок Прип'ять та Стохід. Морфологічні характеристики риб з цих водойм в цілому відповідають загальній характеристиці виду. Тіло помірно видовжене. Спина жовто-сіра, боки світліші. Анальний та парні плавці світло-жовті. Досить крупна луска має на краях темне облямування. Рот верхній та маленький. На верхній щелепі є тонка рогова обкладка. Під час нересту самці набувають чорного забарвлення, а під оком у них з'являється декілька епітеліальних горбиків.

Амурський чебачок у досліджених водоймах характеризувався такими меристичними ознаками: D III 8, A III 8, у бічній лінії 36–40 лусок. Загалом місцеві особини риб дещо відрізнялися від особин з водойм-донорів – річок басейну Амуру (табл. 1). Довжина тіла добутих нами екземплярів коливалася в межах 3,5–7,2 см (в середньому $5,45 \pm 0,05$ см), що більше на 2,4% від середніх розмірів особин з Амурської популяції (5,32 см, коливання становили 5,4–6,1 см) [8]. Порівнюючи отримані дані з літературними для інших водойм України (Кримські водойми) (1,4–7,2), варто відмітити, що місцеві особини *P. parva* були крупнішими на 26,7% [1].

Таблиця 1

Порівняльна характеристика пластичних ознак чебачка амурського *Pseudorasbora parva* (Cyprinidae) з басейну р. Амур та Західного Полісся України

Пара- метри*	Басейн р. Амур [4], n=25		Водойми Західного Полісся України, n=30				М зпу**/ М БА***,%
	lim	M	lim	M±m	σ	C _v	
ab	5,4–6,1	5,32	3,5–7,2	$5,45 \pm 0,05$	0,28	4,78	102,4 (+2,4)
ao	1,25–1,4	1,33	1,2–1,5	$1,39 \pm 0,02$	0,15	10,89	104,5 (+4,5)
lm	0,32–0,34	0,33	0,32–0,35	$0,35 \pm 0,01$	0,03	10,35	106,0 (+6,0)
an	0,42–0,48	0,45	0,44–0,48	$0,46 \pm 0,02$	0,06	18,25	102,2 (+2,2)
gh	1,27–1,38	1,32	1,29–1,40	$1,38 \pm 0,04$	0,14	7,94	104,5 (+4,5)
ik	0,56–0,69	0,63	0,55–0,69	$0,65 \pm 0,02$	0,03	6,75	103,2 (+3,2)
fd	1,27–1,49	1,38	1,29–1,50	$1,40 \pm 0,05$	0,15	12,42	101,4 (+1,4)
aq	2,66–2,96	2,81	2,68–2,97	$2,95 \pm 0,06$	0,12	5,22	104,9 (+4,9)
zz ₁	0,90–1,06	0,98	0,92–0,98	$0,96 \pm 0,04$	0,04	7,40	98,0 (-2,0)
qs	0,63–0,73	0,68	0,63–0,75	$0,69 \pm 0,01$	0,04	6,80	101,4 (+1,4)
tu	1,10–1,29	1,18	1,03–1,17	$1,10 \pm 0,02$	0,06	6,8	93,2 (-6,8)
yy ₁	0,42–0,46	0,44	0,42–0,46	$0,44 \pm 0,02$	0,04	9,20	100
ej	0,71–1,0	0,86	0,67–0,90	$0,77 \pm 0,02$	0,08	11,2	89,5 (-10,5)

Примітки: * позначення параметрів використані згідно схеми вимірювання коропових видів риб [6]; ** ЗПУ – Західне Полісся України; *** БА – басейн р. Амур.

На високі темпи лінійного та вагового росту, посилення локомоторних функцій тіла місцевого чебачка у порівнянні з особинами з басейну Амуру вказують зміни у пропорціях тіла: зростання найбільшої та найменшої висоти тіла відповідно на 4,5% і 3,2%, довжини хвостового стебла на 1,4% та антидорсальної відстані на 2,1%. Спостерігалось вкорочення анального та спинного плавців відповідно на 10,5% та 6,8%. Згідно літературних даних збільшення їх довжини спостерігається у риб з глибоких водойм [5, 9], що може свідчити про менші глибини водойм-реципієнтів.

У межах нативного ареалу *P. parva* типовий бентофаг, хоча планктонні організми відіграють помітну роль і у харчовому спектрі дорослих риб [4]. Є літературні дані щодо фактів факультативного паразитизму *P. parva* [7]. В умовах Західного Полісся України основу харчового раціону виду складають личинки Chironomidae (42%), Cladocera (25%), яйця Diptera (8%), личинки Odonata (25%).

З 10 виміряних восени особин 5 мали ступінь наповнення шлунку в 4 бали (50%); 4 (40%) – 3 бали; 1 (10%) – 2 бали, а з 8 особин, виміряних навесні, 4 (50%) мали ступінь наповнення в 4 бали; 3 (37,5%) – 3 бали; 1 (12,5%) – 2 бали.

Нерест чебачка проходить на місяць раніше, ніж у басейні Амуру, – на початку червня–в липні. Ікра відкладається на різноманітні підводні предмети, гілки, коріння, каміння і інші предмети, що лежать на дні, навіть на викинуті людиною консервні банки, пляшки тощо. Самець охороняє кладку ікри. Абсолютна плодючість чебачка у басейні Амуру коливалася в межах 1388–3060 ікринок (в середньому складала 1400 ікринок) [4]. Показник середньої індивідуальної абсолютної плодючості в умовах Західного Полісся України зріс на 39% і в середньому становить 1950 ікринок.

З досліджень відомо, що вгодованість чебачка у водоймах України коливається від 1,25 до 2,79 за Фультоном та від 1,01 до 2,34 за Кларк і в Дунаї і є вищою, ніж у басейнах річок Дністер та Амур [3, 4].

Угодованість чебачка з досліджуваних водойм, як за Фультоном, так і за Кларк, близька до дунайського, і набагато більша, ніж у дністровського й амурського (табл. 2).

Таблиця 2

Угодованість амурського чебачка з різних водойм

Назва водного об'єкту	За Фультоном		За Кларк	
	М	lim	М	lim
Озеро Люб'язь	1,85	1,35–2,60	1,7	1,32–2,15
р. Дністер [3]	1,61	1,25–2,15	1,4	1,01–1,92
р. Дунай [3]	2,08	1,66–2,79	1,7	1,46–2,34
р. Болонь [4]	1,60	1,02–1,73	1,1	0,10–1,40
р. Єлабуга [4]	1,40	1,41–1,81	1,3	1,17–1,51

Встановлено, що вгодованість амурського чебачка в цілому корелює як з масою, так і з довжиною тіла. Вгодованість самок більша, ніж у самців, і залежить від маси тіла. Маса гонад, навпаки, не залежить від маси тіла і складає у самців 0,11–0,14 г, а в самок 0,20–0,45 г.

Отже, у досліджених водоймах Західного Полісся України для амурського чебачка сприятливі екологічні умови. Можна припустити, що *P. parva* надалі буде збільшувати чисельність з огляду на високу плодючість та невибагливість, адаптацію до нових умов годівлі і відтворення, що значно збільшить міжвидову конкуренцію з аборигенними видами риб. Разом з тим, внаслідок інтродукції *P. parva* хижі види риб отримали додатковий об'єкт харчування.

Висновки

Наявність сприятливих умов існування для інвазійних видів риб, висока плодючість та темпи росту, екологічна пластичність, відсутність природних ворогів може призвести до перебудови структури іхтіоценозів, швидкої експансії інтродуцентів, що у перспективі призведе до заповнення ними екологічних ніш цінних і вимогливих видів.

1. Болтачев А.Р. О распространении чебачка амурського *Pseudorasbora parva* (Ciprinidae, Cipriniformes) в водах Крыма / Болтачев А.Р., Мовчан Ю.В. // Вісник зоології – 2005. – Т. 39, № 2. – С. 24–34.
2. Мейен В.А. К вопросу о годовом цикле изменений яичников костистых рыб / В.А. Мейен // Изв. АН СССР. Сер. биологическая. – 1939. – № 3. – С. 67–69.
3. Мовчан Ю.В. Морфологическая изменчивость и некоторые черты экологии чебачка (*Pseudorasbora parva*) в водоемах Украины / Ю.В. Мовчан, В.И. Козлов // Гидробиол. журн. – 1978. – Т. 13, № 5. – С. 42–48.
4. Мухачева В.А. К биологии амурського чебачка (*Pseudorasbora parva* Shlegel) / В.А. Мухачева – Тр. амур. ихтиол. экспедиции 1945–1949 гг. – 1950. – № 1. – С. 365–374.
5. Никольский Г.В. О приспособительном значении амплитуды изменчивости видовых признаков и свойств организма / Никольский Г.В., Пикулева В.А. // Зоол. журн. – 1958. – Т. 37, вып. 7. – С. 38–39.
6. Правдин И.Ф. Руководство по изучению рыб / Правдин И.Ф. – М.: Пищевая пром.-сть, 1966. – 376 с.
7. Тромбицкий И.Д. О факультативном паразитизме псевдорасборы *Pseudorasbora parva* (Schlegel) в рыбных прудах / Тромбицкий И.Д., Каховский А.Е. // Вопр. ихтиол. – 1987. – Вып. 27, № 1. – С. 161–167.
8. Фауна України: в 8 т. / [ред. Ю.Мовчан, А. Смирнов]. – К.: Наук. думка, 1983. – Т.8: Риби. – Ч.1, вип. 2. – 428 с.
9. Худий О.І. Зміни в іхтіофауні різних ділянок Дністра під впливом антропогенних чинників / О.І. Худий // Гидробиол. журн. – 2002. – Т. 38, № 6. – С. 33–39.
10. Bianco P.G. Occurrence of the Asiatic gobionid *Pseudorasbora parva* (Temminck and Schlegel) in south-eastern Europe / P.G. Bianco // J. Fish Biol. – 1988. – Vol. 32. – P. 973–974.

11. *Gozlan R.E.* Occurrence of the Asiatic cyprinid *Pseudorasbora parva* in England / R.E. Gozlan, A.C. Pinder, J. Shelley // *J. Fish Biol.* – 2002. – Vol. 61. – P. 289–300.

В.К. Бигун¹, І.О. Мосницький²

¹Інститут гідробіології НАН України, Київ

²Національний університет водного господарства та природопольовання, Рівно, Україна

РАСПРОСТРАНЕНИЕ И БИОЛОГИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ ЧЕБАЧКА АМУРСКОГО (PSEUDORASBORA PARVA TEMMINCK ET SCHLEGEL, 1846) В ВОДОЕМАХ ЗАПАДНОГО ПОЛЕСЬЯ УКРАИНЫ

В статье поднята проблема распространения инвазионного вида рыбы – чебачка амурского (*Pseudorasbora parva* Temminck et Schlegel, 1846), указаны водоемы, где был зафиксирован этот вид и приведено данные относительно его биологической характеристики в условиях Западного Полесья Украины.

Ключевые слова: чебачок амурский, биологическая характеристика, Западное Полесье Украины

V.K. Bigun¹, I.O. Mosnitskiy²

¹Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

²National University of Water Economy, Rivne, Ukraine

DISTRIBUTION AND BIOLOGICAL FEATURES OF PSEUDORASBORA PARVA TEMMINCK ET SCHLEGEL, 1846 IN RESERVOIRS WESTERN POLISSYA OF UKRAINE

In the article heaved up the problem of distribution of undesirable invasion type of fish – stone moroco (*Pseudorasbora parva* Temminck et Schlegel, 1846), indicated reservoirs, where this species was fixed and information is resulted in relation to his biological description in the conditions of Western Polissya of Ukraine.

Key words: Pseudorasbora parva, biological description, Western Poles'e of Ukraine

УДК [582.26] (477)

**О.П. БІЛОУС¹, П.Д. КЛОЧЕНКО¹, П.М. ЦАРЕНКО², Г.В. ХАРЧЕНКО¹,
І.Ю. ІВАНОВА¹**

¹Інститут гідробіології НАН України

пр-т Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210, Україна

²Інститут ботаніки НАН України

вул. Терещенківська, 2, Київ 01601, Україна

**СЕЗОННА ДИНАМІКА ФІТОПЛАНКТОНУ Р. ПІВДЕННИЙ БУГ
В РАЙОНІ МІСТА ВІННИЦІ**

Досліджено сезону динаміку фітопланктону р. Південний Буг (м. Вінниця). Найбільшу кількість видів планктонних водоростей (29), а також максимальні показники їх розвитку (чисельність – 7755 тис. кл/дм³, біомаса – 5,19 мг/дм³) спостерігали влітку (липень). Основу річкового фітопланктону протягом періоду спостережень становили представники відділів *Bacillariophyta* та *Chlorophyta*.

Ключові слова: фітопланктон, чисельність, біомаса, сезонна динаміка, р. Південний Буг

Південний Буг є однією з найбільших річок України, басейн якої становить 63700 км². Річка, довжиною 806 км, протікає територією Хмельницької, Вінницької, Кіровоградської, Миколаївської та Одеської областей [4].

Значна протяжність басейну річки з північного-заходу на південний схід визначається помітними відмінностями в розподілі температури. Так, для території басейну Південного Бугу, зимовий сезон характеризується опадами у вигляді дощу і снігу, інколи (холодні зими) спостерігається льодостав. Весна відрізняється різким переходом від потепління до похолодання, від сухої погоди до дощової, наприкінці весни підвищується температура повітря, зменшується кількість туманів, сильних вітрів, починає розвиватись грозова діяльність. Влітку значно підвищується температура, збільшується кількість ясних днів, опадів, активна грозова діяльність.

Осінь характеризується великою кількістю похмурих днів, обложними опадами і тривалими туманами. Сніговий покрив, як правило, дуже нестійкий [5].

Особливої уваги заслуговує р. Південний Буг в межах Вінницької області, на яку припадає 68% довжини річки [6]. Її гідрологічний режим та якість води мають прямий зв'язок з здоров'ям населення як області в цілому, так і м. Вінниця зокрема. На якість річкової води досить істотно впливає викид вод з очисних споруд, що створює постійну екологічну напругу нижче м. Вінниці. Саме через антропогенний вплив особливої уваги заслуговує моніторинг та оптимізація екологічного стану р. Південний Буг.

Одним з перших етапів гідроекологічних досліджень є флористико-таксономічне вивчення його складу та кількісних показників. Відомості щодо видового різноманіття фітопланктону в межах міста досить застарілі та малочисельні [9–11]. Ці праці не можуть повною мірою віддзеркалити сучасні гідробіологічні особливості регіону.

Метою нашої роботи було встановлення особливостей сезонної динаміки розвитку фітопланктону річки Південний Буг в межах міста Вінниці (район центрального автовокзалу), визначення його складу, таксономічної структури та кількісних характеристик.

Матеріал і методи досліджень

Матеріалом для роботи слугували альгологічні проби, зібрані протягом періоду експедиційних виїздів з лютого до грудня 2008 р. Альгологічні зразки відбирались у річці Південний Буг в м. Вінниця біля центрального автовокзалу.

Проби фітопланктону досліджували за допомогою фільтраційного (планктонна сітка Апштейна – № 77) та відстійного методів. Зібраний матеріал вивчався у фіксованому (розчин формаліну) стані. Розподіл видового складу виявлених водоростей за таксонами високого рангу проведено згідно сучасної системи, прийнятої в [13, 14]. Для ідентифікації водоростей використовували визначники серії «Визначник прісноводних водоростей Української РСР...» [3] та «Флора водоростей...» [1, 2, 7, 8]. Відомості щодо якісного складу і кількісного розвитку фітопланктону отримані внаслідок опрацювання усереднених проб. Підрахунок клітин водоростей проводили в камері Нажота з використанням мікроскопів «МБИ-11» та «МБИ-3» (об'єктиви 20×, 40× і 90×). Біомасу визначали за допомогою рахунково-об'ємного методу [12].

Результати досліджень та їх обговорення

У планктоні р. Південний Буг в районі дослідження виявлено 88 видів водоростей (92 внутрішньовидових таксони), що належать до 5 відділів: синьозелених (*Cyanoprocarvota*), динофітових (*Dinophyta*), еугленових (*Euglenophyta*), діатомових (*Bacillariophyta*) і зелених (*Chlorophyta*). При формуванні провідного комплексу видів суттєве значення відіграли водорості відділів *Bacillariophyta* та *Chlorophyta*, домінування яких періодично змінювалось. Взимку (лютий, грудень), пріоритетність належала видам відділу *Bacillariophyta* – 42 і 73%, проте з настанням більш високих температур, ситуація змінилась на користь відділу *Chlorophyta*, кількість видів якого становила 53,3–88,4% визначеного видового складу.

Максимум розвитку представників *Cyanoprocarvota* за показниками чисельності та біомаси відзначено у березні – 2442 тис. кл/дм³ та 0,25 мг/дм³. Відділ *Chlorophyta* у травні мав максимальні показники біомаси – 2,36 мг/дм³, а в липні чисельності клітин – 5935 тис. кл/дм³. Для відділу *Bacillariophyta* максимум розвитку встановлено у липні, коли чисельність їх клітин становила 1505 тис. кл/дм³, а біомаса – 1,84 мг/дм³. Еугленові водорості (*Euglenophyta*) посилено вегетували у квітні, коли їх чисельність складала 235 тис. кл/дм³, а біомаса – 0,25 мг/дм³. Для представників відділу *Dinophyta* відзначені два випадки посиленого розвитку – серпень та грудень, коли біомаса становила 1,23 мг/дм³, а чисельність клітин – 65 тис. кл/дм³.

Ранньовесняний період характеризувався відносно незначною кількістю видів планктонних водоростей, а їх чисельність і біомаса в цей час складала 2670 тис. кл/дм³ та 0,48 мг/дм³ відповідно. Домінантами за чисельністю клітин були *Oscillatoria* sp. (76,4%) та *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs (15,1%). а за біомасою – *Oscillatoria* sp. (45,8%) (рисунок). Наприкінці весни (травень) відзначено істотне збільшення видового складу та показників чисельності і біомаси планктонних водоростей до 3,31 мг/дм³ та 6165 тис. кл/дм³.

За чисельністю, найбільш типові види для цього періоду – *Desmodesmus communis* (E. Hegew.) E. Hegew. (26%), *Coelastrum sphaericum* Nägeli (23,4%) та *Ankistrodesmus falcatus* (Corda) Ralfs (11,0%), а за біомасою – *Coelastrum sphaericum* (34,7%), *Desmodesmus communis* (12,7%), *Cyclotella planctonica* Brun (10,9%) і *Ankistrodesmus falcatus* (10,6%).

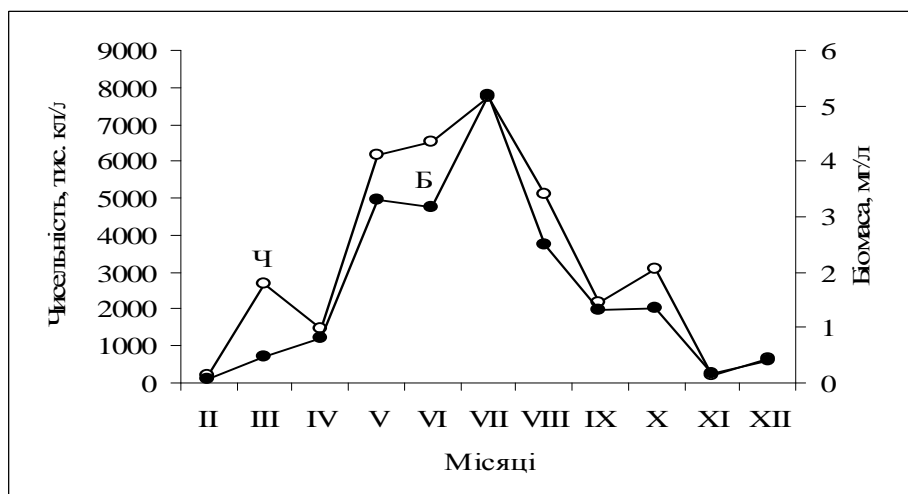


Рис. Сезонні зміни чисельності (Ч) та біомаси (Б) фітопланктону р. Південний Буг в районі центрального автовокзалу м. Вінниці

Літній сезон виявився найбільш сприятливим для розвитку фітопланктону. Зокрема, максимум чисельності його клітин (7755 тис./дм³) і біомаси (5,19 мг/дм³) зареєстровано у липні. Провідний комплекс видів, порівняно з весняним сезоном дещо змінився. За кількістю клітин домінували *Desmodesmus communis* (25,5%), *Aulacoseira granulata* (Ehrenb.) Simonsen (13,7%), *Pediastrum boryanum* (Turpin) Menegh. (13,4%) та *Pandorina morum* (O. Müll.) Bory (12,4%), а за біомасою – *Aulacoseira granulata* (24,5%), *Peridiniopsis quadridens* (Stein) Bourg. (23,7%), *Pediastrum boryanum* (18,4%) та *Desmodesmus communis* (10%).

Восени максимум розвитку фітопланктону спостерігався у жовтні. В цей період чисельність клітин складала 3078 тис. кл./дм³, а біомаса – 1,36 мг/дм³. Пік вегетації планктонних водоростей був зумовлений: за чисельністю клітин – *Aphanizomenon flos-aquae* (26,6%), *Desmodesmus communis* (23,4%) та *Acutodesmus acuminatus* (Lagerh.) P. Tsarenko (20,3%), а за біомасою – *Acutodesmus acuminatus* (27,2%), *Stephanodiscus hantzschii* Grunow (23,5%), *Cyclotella planctonica* (16,2%) та *Desmodesmus communis* (14%).

Зимовий сезон характеризувався зниженням інтенсивності розвитку фітопланктону. Так, у грудні його чисельність складала 636 тис. кл./дм³, а біомаса – 0,41 мг/дм³. За кількістю клітин у планктоні переважали представники *Bacillariophyta* – *Synedra acus* Kütz. (25,2%) та *Asterionella formosa* Hassall (20,1%), а за біомасою – *Bacillariophyta* і *Dinophyta* – *Synedra acus* Kütz. (22%), *Stephanodiscus hantzschii* (17,1%) та *Peridiniopsis quadridens* (17,1%).

Висновки

Дослідження сезонних змін фітопланктону р. Південний Буг (в районі міста Вінниці) протягом 2008 року дало змогу проаналізувати його видовий склад, виявити види-домінанти та встановити кількісні характеристики. Максимальну чисельність фітопланктону відзначено влітку (липень). В цей період домінували водорості відділів *Chlorophyta* та *Bacillariophyta* – *Desmodesmus communis* (25,5%) та *Aulacoseira granulata* (13,7%).

Відзначено максимуми розвитку представників кожної групи щосезонно. Так, для вегетації водоростей відділу *Cyanoprocarvota* сприятливим є ранньовесняний період, для *Euglenophyta* – пізньовесняний, а для *Dinophyta* – літній і зимовий.

1. Ветрова З.И. Эвгленофитовые водоросли // Флора континентальных водоемов Украинской ССР. Вып. 1, Ч. 1. / З.И. Ветрова. – К.: Наук. думка, 1986. – 348 с.
2. Ветрова З.И. Эвгленофитовые водоросли // Флора континентальных водоемов Украины. Вып. 1, Ч. 2. / З.И. Ветрова. – К.: Наук. думка, 1993. – 260 с.
3. Визначник прісноводних водоростей Української РСР. I–XII. – К.: Наук. думка, 1938–1993.
4. Вишневський В.І. Гідрологічна характеристика річок України / Вишневський В.І., Косовець О.О. – К.: Ніка-центр. – 2003. – 324 с.
5. Клімат України / За ред. В.М. Ліпінського, В.А. Дячука, В.М. Бабіченко. – К.: Вид-во Раєвського, 2003. – 343 с.
6. Паламарчук М.М. Водний фонд України: Довідковий посібник. – 2-е вид. доп. / Паламарчук М.М., Закорчевна Н.Б.. – К.: Ніка-центр, 2006. – 320 с.

7. Паламарь-Мордвинцева Г.М. Десмидиевые водоросли. Вып. 1, ч. 1 // Флора водорослей континентальных водоемов Украинской ССР / Г.М. Паламарь-Мордвинцева. – К.: Академперіодика, 2003. – 353 с.
8. Паламарь-Мордвинцева Г.М. Десмидієві водорості. Вип. 1, ч. 2.// Флора водоростей континентальных водоем Украины / Г.М. Паламарь-Мордвинцева. – К.: Академперіодика, 2005. – 578 с.
9. Радзимовський Д.О. Замітка про фітопланктон заростів р. Південний Буг/ Д.О. Радзимовський // Тр. Фіз.-мат. відділу УАН. – 1928. – Т. 10, № 2. – С. 13–25.
10. Радзимовський Д.О. До характеристики фітопланктону водоем Винничини / Д.О. Радзимовський // Журн. біо-зоол. циклу ВУАН. – 1934. – № 3. – С. 21–49.
11. Ролл Я.В. Фітопланктон р. П. Буг / Я.В. Ролл // Тр. Гідробіол. ст. АН УРСР. – 1937. – № 14. – С. 109–149.
12. Топачевський А.В. Пресноводные водоросли Украинской ССР / Топачевський А.В., Масюк Н.П.. – К.: Вища шк., 1984. – 336 с.
13. *Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography*. Vol. 1. Cyanoprocaryota, Euglenophyta, Chrysophyta, Xanthophyta, Raphidophyta, Phaeophyta, Dinophyta, Cryptophyta, Glaucocystophyta, and Rhodophyta / Eds. P.M. Tsarenko, S.P. Wasser, E. Nevo. – Ruggell: Ganter Verlag, 2006. – 716 p
14. *Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography*. Vol. 2. Bacillariophyta / Eds. P.M. Tsarenko, S.P. Wasser, E. Nevo. – Ruggell: Ganter Verlag, 2009. – 413 p.

О.П. Билоус¹, П.Д. Клоченко¹, П.М. Царенко², Г.В. Харченко¹, И.Ю. Иванова¹

¹Інститут гідробіології НАН України, Київ

²Інститут ботаніки НАН України, Київ

СЕЗОННАЯ ДИНАМИКА ФИТОПЛАНКТОНА Р. ЮЖНЫЙ БУГ В РАЙОНЕ ГОРОДА ВИННИЦЫ

Исследовано сезонную динамику фитопланктона р. Южный Буг (г. Винница). Наибольшее количество видов планктонных водорослей (29), а также максимальные показатели их развития (численность – 7755 тыс. кл/дм³, биомасса – 5,19 мг/дм³) наблюдали летом (июль). Основу речного фитопланктона на протяжении периода исследований составляли представители отделов *Bacillariophyta* и *Chlorophyta*.

Ключевые слова: фитопланктон, численность, биомасса, сезонная динамика, р. Южный Буг

O.P. Bilous¹, P.D. Klochenko¹, P.M. Tsarenko², G.V. Kharchenko¹, I.Yu. Ivanova¹

¹ Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

² Institute of Botany of NAS of Ukraine, Kyiv

SEASONAL DYNAMICS OF PHYTOPLANKTON OF SOUTHERN BUG RIVER IN WINNITCA

Seasonal dynamics of phytoplankton of Southern Bug river were studied. The largest number of planktonic algae species (29) and maximal measure of their development (the numbers – 7755 thousand cells/dm³, biomass – 5,19 mg/dm³) were observed in summer (July). During our investigation *Bacillariophyta* and *Chlorophyta* have been represented as a basis of phytoplankton.

Key words: phytoplankton, quantity, biomass, seasonal dynamics, South Bug

УДК 582.26[691.74+691.75]

О.І. БОДНАР, В.В. ГРУБІНКО

Тернопільський національний педагогічний університет ім. Володимира Гнатюка
вул. М. Кривоноса, 2, Тернопіль 46027, Україна

МЕМБРАННИЙ МЕХАНІЗМ ПРОНИКНЕННЯ ІОНІВ МЕТАЛІВ У КЛІТИНИ ВОДОРОСТЕЙ

Ключові слова: прісноводні водорості, кінетика проникнення, максимальна швидкість проникнення, енергія активації, іони цинку і свинцю

Основними бар'єрами, через які до клітин водоростей потрапляють іони металів, є клітинна оболонка і плазмалема. Цей процес визначається ступінню взаємодії іонів металів з мембранами, співвідношенням кількості транспортованих металів в воді і клітині, розчинності

речовин та гомеостазом клітин. Механізми проникнення металів у клітину вивчені недостатньо, однак відомо, що надходження металу всередину клітини здійснюється шляхом дифузії або активного транспортування за допомогою переносників [15].

Аналізуючи літературні дані можна відзначити, що акумуляція більшості важких металів корелює з їх вмістом у середовищі, тобто при підвищенні їх концентрації збільшується їх вміст у водних організмів. Таку залежність спостерігали, наприклад, при накопиченні цинку, олова, срібла і кобальту [11]. Відомо, що акумуляція важких металів у гідробіонтів є динамічним процесом, який розвивається за градієнтом часу, характеризується певною інтенсивністю та специфічністю [13].

Метою наших досліджень було з'ясувати кінетичні параметри та характер проникнення біогенного цинку та токсичного свинцю у клітини водоростей з різних систематичних відділів.

Матеріал і методи досліджень

Об'єктами дослідження були альгологічно чисті культури зелених (*Desmodesmus communis* (Hegew.) Hegew. IBASU-A 371 (= *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Bréb.), синьозелених (*Anabaena cylindrica* Lemm. HPDP-1) та діатомових (*Navicula atomus* (Näg.) Grun. ACKU 12-02). Зелені та синьозелені водорості культивували на середовищі Фітцджеральда в модифікації Цендера і Горхема №11 при температурі 22–25°C та освітленні лампами денного світла (інтенсивність 2500 лк) протягом 16 год. на добу [8]. Діатомею *N. atomus* вирощували на середовищі Болда при температурі 18±1°C в умовах природного світла (північна експозиція) [14].

В експерименті в культуральне середовище водоростей додавали водні розчини солей $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ та $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ у розрахунку на кількість іонів Zn^{2+} – 1,0 мг/дм³, 2,0 мг/дм³ і 5,0 мг/дм³ та іонів Pb^{2+} – 0,03 мг/дм³, 0,06 мг/дм³ та 0,15 мг/дм³, що відповідає 1 ГДК, 2 і 5 ГДК відповідно згідно санітарно-токсикологічних показників шкідливості [1].

Відбір зразків біомаси водоростей здійснювали на початку досліді (через 2 год. після внесення металу) і на 1, 3, 5, 10 та 15-ту доби експерименту. Контролем слугували культури водоростей без додавання солей цинку та свинцю.

Для визначення кінетичних параметрів поглинання іонів Zn^{2+} і Pb^{2+} клітинами водоростей використовували кількісні показники їх накопичення, на основі чого розраховували швидкість процесу протягом перших трьох діб. Величини константи Міхаеліс-Ментен (K_m) і максимальної швидкості проникнення іонів свинцю та цинку (V_{max}) у клітини водоростей були розраховані графічним методом подвійних зворотних величин в координатах Лайнуївера–Берка, а енергію активації ($E_{акт}$) визначали за допомогою графічного методу Арреніуса [3, 7, 9].

Результати досліджень та їх обговорення

У результаті дослідження виявлено, що за дії іонів Zn^{2+} та Pb^{2+} має місце акумуляція металів клітинами всіх водоростей – *A. cylindrica*, *D. communis* та *N. atomus*. При цьому протягом перших трьох діб процес носить лінійний характер, підлягає закономірності Лайнуївера – Берка [9], що дозволило обчислити значення K_m та V_{max} (рис. 1–3).

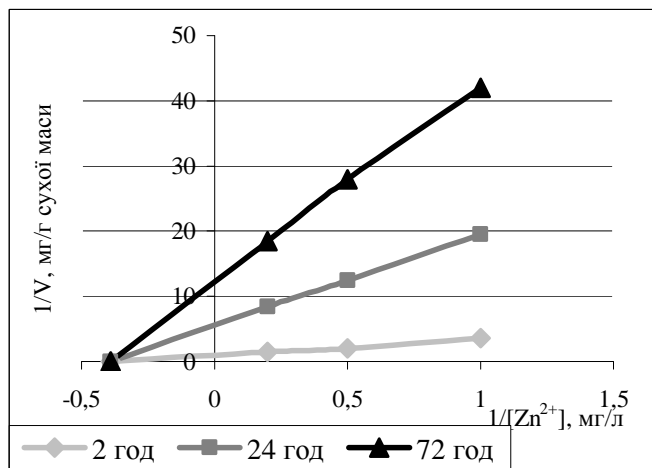


Рис. 1. Кінетика поглинання іонів цинку клітинами *A. cylindrica* (в координатах Лайнуївера – Берка)

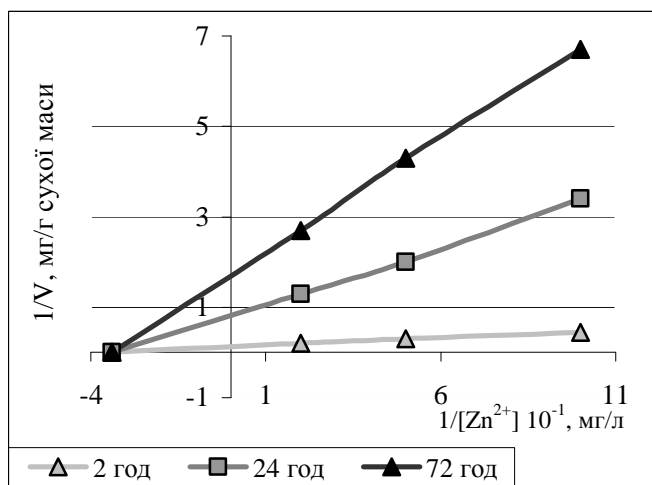


Рис. 2. Кінетика поглинання іонів цинку клітинами *D. communis* (в координатах Лайнуівера – Берка)

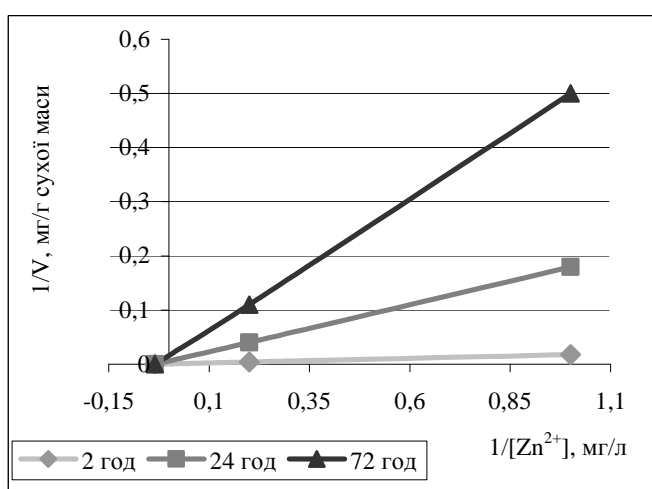


Рис. 3. Кінетика поглинання іонів цинку клітинами *N. atomus* (в координатах Лайнуівера – Берка)

З літератури відомо, що біоаккумуляція іонів кадмію клітинами *Scenedesmus obliquans* в діапазоні концентрацій 0,001–3,0 мг/дм³ відбувається практично лінійно, а при подальшому підвищенні вмісту токсиканту спостерігали зниження інтенсивності накопичення, можливо у результаті метаболічного стресу [16, 17]. Автори припустили, що у цьому випадку задіяні дві транспортні системи: загальна з переносом Mg^{2+} , яка діє при сублетальних концентраціях, і протитік з іонами H^+ – при концентраціях, вищих 10 мкг/дм³.

Для клітин *Dunaliella viridis* характерна наявність певної мінімальної концентрації, з якої селен починав накопичуватися клітинами, і в подальшому спостерігали пряму кореляцію між збільшенням вмісту елементу у середовищі та його накопиченням у клітинах водорості, що надалі спричиняв цитотоксичний ефект [4].

В нашому випадку накопичення іонів Zn^{2+} має аналогічний характер для *A. cylindrica*, *D. communis* та *N. atomus* і не має видових особливостей (табл. 1).

Таблиця 1

Кінетичні показники накопичення іонів Zn^{2+} клітинами водоростей

Показники	Період визначення, год.	Види водоростей		
		<i>A. cylindrica</i>	<i>D. communis</i>	<i>N. atomus</i>
V_{max} , мкг/год·г сухої маси	2	1042	7813	476
	24	184	1082	153
	72	81	581	84
K_m	2	2,56	29,4	28,5
	24	2,56	29,4	28,5
	72	2,56	29,4	28,5
$E_{акт}$, кДж/мкг	2	0,14	0,10	0,25
	24	0,72	0,65	0,86
	72	1,67	1,34	2,50

Так, K_m є однаковою для всіх досліджених водоростей, а максимальна швидкість – різною і залежить від періоду експозиції. Це свідчить про те, що іони цинку зв'язуються з молекулами клітинних стінок водоростей та молекулами-переносниками за неконкурентним типом [9]. Тобто, іони металу взаємодіють не з активним центром, а з іншими ділянками, деформуючи їх просторову структуру, що у свою чергу порушує структуру молекули та її каталітичні можливості. Тому, можна стверджувати про ймовірну зміну та модифікацію молекули умовного переносника в цілому, а не лише її активного центру.

Розрахована максимальна швидкість реакції поглинання іонів цинку є найбільшою у зеленої водорості, що співпадає з результатами накопичення металу *D. communis*. Щодо синьозеленої та діатомової водоростей, то отримані дані є аналогічними – швидкість і коефіцієнт накопичення співпадають як для *A. cylindrica* (середні значення), так і для *N. atomus* (найменші значення при порівнянні отриманих результатів) [2].

Найменша K_m серед досліджуваних водоростей для ціанеї *A. cylindrica* може свідчити про високу спорідненість іонів цинку до структурних компонентів клітинної стінки синьозеленої водорості, яка, як зазначалося, має значну катіонну ємність, особливо, щодо двовалентних металів [10]. Вищі значення K_m для *D. communis* та *N. atomus* також, очевидно, обумовлені будовою та хімічним складом їх клітинних стінок.

Розраховані енергії активації зв'язування іонів Zn^{2+} поверхневими структурами оболонки водоростей та проникнення крізь клітинну мембрану показують, що цей процес протягом перших трьох діб не є енергозалежним, і, можливо, підпорядковується фізико-хімічним факторам регуляції та відбувається шляхом дифузії [3, 7].

При аналізі даних щодо поглинання клітинами водоростей іонів Pb^{2+} встановлено, що цей процес для синьозеленої водорості *A. cylindrica* подібний до такого при поглинанні цинку: однакова K_m та різні показники максимальної швидкості у різні періоди досліду (рис. 4, табл. 2). Отже, можна вважати, що для іонів Pb^{2+} також характерний неконкурентний тип взаємодії з молекулами-переносниками та з поверхневими структурами, що, ймовірно, обумовлено будовою клітинної оболонки ціанеї.

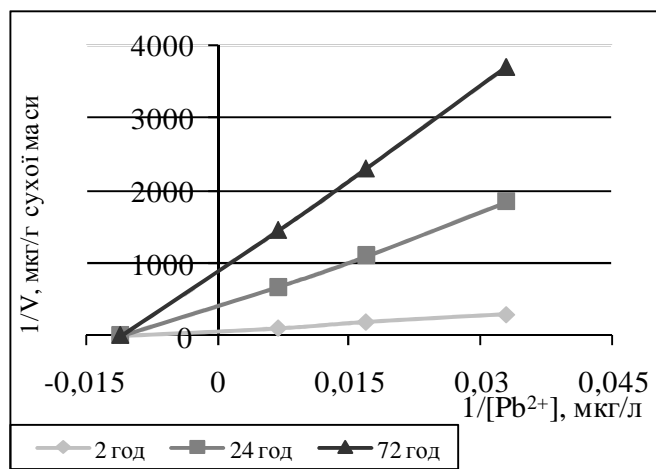


Рис. 4. Кінетика поглинання іонів свинцю клітинами *A. Cylindrica* (в координатах Лайнуівера – Берка)

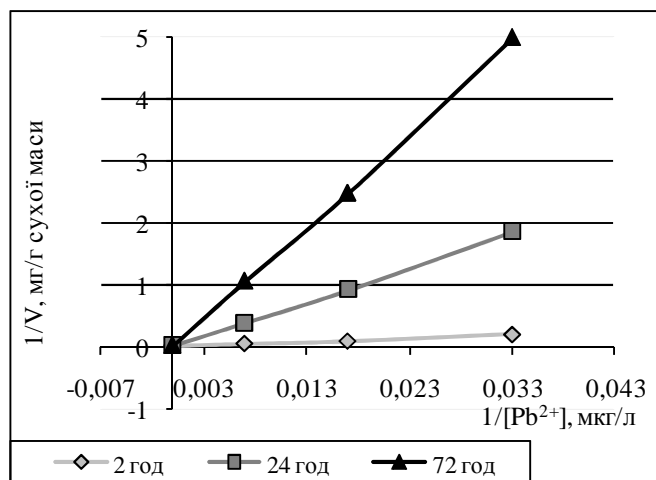


Рис. 5. Кінетика поглинання іонів свинцю клітинами *D. Communis* (в координатах Лайнуівера – Берка)

Разом з тим, для зеленої водорості *D. communis* встановлено (рис. 5, табл. 2), що поглинання іонів свинцю клітинами відбувається за іншим механізмом – максимальна швидкість є однаковою для всіх часових інтервалів, а K_m різними, що свідчить про конкурентний тип взаємодії, яка зумовлює зв'язування іонів свинцю в активних центрах молекул-переносників або у функціональних групах поверхнево активних сполук клітинної оболонки, і, як наслідок, інактивує їх. Це спричиняє різний механізм проникнення іонів металу при коротких та довготривалих експозиціях. Очевидно, що спочатку відбувається подолання фізіолого-біохімічного бар'єру та лавиноподібне проникнення іонів металу через специфічні іонні канали, внаслідок їх відкриття чи руйнування [6]. При цьому подальше наростання концентраційного градієнту іонів Pb^{2+} з обох боків мембрани призводить до подальшої акумуляції металу, а значить до послаблення бар'єрної функції мембрани.

Таблиця 2

Кінетичні показники накопичення іонів Pb^{2+} клітинами водоростей

Показники	Період визначення, год.	Види водоростей		
		<i>A. cylindrica</i>	<i>D. communis</i>	<i>N. atomus</i>
V_{max} , мкг/год-г сухої маси	2	14,7	47,5	5
	24	2,6	47,5	5
	72	1,2	47,5	5
K_m	2	91	143	0,75
	24	91	715	200
	72	91	1250	570
$E_{акт}$, кДж/мкг	2	0,11	0,12	0,07
	24	0,67	1,06	0,75
	72	1,57	2,74	2,25

Розраховані енергії активації зв'язування іонів Pb^{2+} поверхневими структурами оболонки водоростей та проникнення крізь клітинну мембрану як для *A. cylindrica*, так і для *D. communis* показують, що процес в цьому часовому проміжку не є енергозалежним, і, можливо, теж підпорядковується фізико-хімічним факторам регуляції та здійснюється шляхом дифузії [3, 7].

Аналізуючи отримані дані, відмітимо, що проникнення іонів свинцю у клітини діатомової водорості відбувається по-різному (табл. 2). Внесення металу в середовище зумовлює практично неконтрольоване проникнення іонів Pb^{2+} у клітини *N. atomus*, про що свідчить дуже низька енергія активації і низька K_m . Проте далі спостерігається зміна процесу проникнення іонів свинцю у клітини діатомової водорості – на конкурентний тип. Очевидно, в даному випадку має місце процес, подібний до того, що спостерігається у *D. communis*, де присутні різні механізми проникнення металу при коротких та довготривалих експозиціях.

В загальному можна зазначити, що проникнення іонів цинку і свинцю у клітини водоростей відбувається з участю мембранних структур, можливо через іонні канали, без значних енергетичних витрат, хоча багато аспектів процесу потребують подальшого вивчення.

Поглинання та накопичення важких металів клітинами водоростей визначаються складною комбінацією багатьох чинників як зовнішнього середовища, біологічних особливостей водоростей, так і властивостями металів. Тому, складно порівнювати та робити висновки щодо цих взаємовідносин, і давати оцінку результатам, які отримані у природних експериментах і лабораторних дослідженнях [12]. Поряд з цим, підсумовуючи отримані результати, можна констатувати, що поглинання іонів важких металів клітинами водоростей різних таксономічних груп залежить від часу і при довготривалих експозиціях поглинання з часом зменшується, що визначає до певної межі можливість регуляції надходження металу. Однак, не можна стверджувати, що процес характеризується ефектом насичення у досліджуваних діапазонах часу, оскільки упродовж усієї інкубації водоростей зростає кількість зв'язаного ними металу. Однак, накопичення цинку та свинцю у другій половині досліду відбувалося менш інтенсивно, що, можливо, є наслідком “забивання іонних каналів” шляхом зв'язування іонами важких металів функціонально важливих груп переносників [13].

Висновки

Основне значення для визначення можливих адсорбційних властивостей водоростей різних систематичних груп має метаболічно обумовлене поглинання при фізіологічних умовах середовища. При підвищених концентраціях важких металів за межі адаптивних можливостей

водоростей переважаючими стають процеси сорбції компонентами живих клітин та мертвими клітинами, які можна розглядати лише для умов очисних споруд. У природних умовах важкі метали не можуть бути виключеними з екосистеми і відповідно з метаболізму водних рослин, тому вирішальним для адаптивних процесів стають фізіологічні та біохімічні процеси детоксикації важких металів клітинами водоростей [5].

1. Алтунин В.С. Контроль качества воды : справочник / Алтунин В.С., Белявцева Т.М. – М. : Колос, 1993. – 367 с.
2. Боднар О.І. Адаптивні властивості водоростей за дії іонів металів : автореф. дис. ... канд. біол. наук : 03.00.17 “Гідробіологія” / О.І. Боднар. – Київ, 2009. – 22 с.
3. Варфоломеев С.Д. Биокинетика: практический курс / Варфоломеев С.Д., Гуревич К.Г. – М. : ФАИР – ПРЕСС, 1999. – 720 с.
4. Голтвянский А.В. Біоаккумуляція іонів металів клітинами зелених водоростей та одержання біомаси, багатої на мікроелементи : автореф. дис. ... канд. біол. наук : 03.00.20 “Біотехнологія” / А.В. Голтвянский. – К., 2002. – 20 с.
5. Горюнова С.В. Поглощение смесей цинка, кадмия и кобальта водорослями *Scenedesmus quadricauda* / С.В. Горюнова, В.Н. Максимов, С.Е. Плеханов // Вестн. Моск. ун-та. – Сер. Биология. – 1996. – № 1. – С. 54 – 59.
6. Грибовская И.В. Особенности накопления одноклеточными водорослями химических элементов до токсических концентраций / И.В. Грибовская // Актуальные проблемы современной альгологии : I всесоюз. конф., Черкасы, 23-25 сент. 1987 : тез. докл. – К. : Наук. думка, 1987. – 106 с.
7. Диксон М. Ферменты : в 3 т. / Диксон М., Уэбб Э. – М. : Мир, 1982. – Т. 2. – 515 с.
8. Методы физиолого-биохимического исследования водорослей в гидробиологической практике / Л.А. Сирено, А.И. Сакевич, Л.Ф. Осипов [и др.] ; под ред. А.В. Топачевского. – К. : Наук. думка, 1975. – 247 с.
9. Мецлер Д. Биохимия : Химическая реакция в живой клетке : в 3 т. / Д. Мецлер. – М. : Мир, 1990. – Т. 2. – 1990. – 608 с.
10. Мушак П.О. Абсорбція іонів важких металів синьоzielеною водорістю *Spirulina platensis* (NORDTS.) GEITL / Мушак П.О. // Укр. ботан. журн. – 2006. – Т. 63, № 4. – С. 551–557.
11. Саенко Г.Н. Металлы и галогены в морских организмах / Г.Н. Саенко. – М. : Наука, 1992. – 199 с.
12. Сафонова Т.А. Накопления ртути и других тяжёлых металлов водорослями и водными растениями / Поведения ртути и других тяжёлых металлов в экосистемах : сбор. науч. трудов / Т.А. Сафонова. – Новосибирск, 1989. – Ч. 1. – С. 64–100.
13. Хоменчук В.О. Біохімічні особливості проникнення і розподілу деяких важких металів в організмі коропа лускатого : автореф. дис. ... канд. біол. наук : 03.00.04 “Біохімія” / В.О. Хоменчук. – Львів, 2003. – 23 с.
14. Beakes G. Zoospores ultrastructure of *Zygorhizidium affluences* Canter and *Z. planktonicum* Canter, two chytrids parasitizing the diatom *Asterionella formosa* Hassall. / G. Beakes, H.M. Canter, G.H.M. Jaworski // Can. J. Bot. – 1988. – Vol. 66, N 6. – P. 1054 – 1067.
15. Brezonik P.L. The influence of water chemistry on trace metal bioavailability and toxicity to aquatic organisms / P.L. Brezonik, S.O. King, C.E. Mach ; eds. M.C. Newman, A.W. McIntosh / Metal Ecotoxicology: Concepts and Applications. – Michigan: Lewis Publishers Inc., 1991. – P. 1–34.
16. Leite S.G. Cadmium uptake and its effect on the growth of *Chlorella vulgaris* and *Scenedesmus obliquans* cells in laboratory condition / S.G. Leite, A.C.A. Costa, M.C. Moore, G.A.S. Pinto // Rev. Microbiol. – 1993. – Vol. 24, N 1. – P. 54–58.
17. Sunda W.G. Antagonisms between cadmium and zinc toxicity and manganese limitation in a coastal diatom / Sunda W.G., Huntsman S.A. // Limnol. and Oceanogr. – 1996. – Vol. 41, N 3. – P. 373–387.

О.И. Боднар, В.В. Грубинко

Тернопольский национальный педагогический университет им. Владимира Гнатюка, Украина

МЕМБРАННЫЙ МЕХАНИЗМ ПРОНИКНОВЕНИЯ ИОНОВ МЕТАЛЛОВ В КЛЕТКИ ВОДОРΟΣЛЕЙ

Кинетика поглощения ионов Zn^{2+} клетками водорослей (*A. cylindrica*, *D. communis*, *N. atomus*) мало зависит от их видовых особенностей. Значение K_m одинаково у всех видов водорослей, а максимальная скорость поглощения – разная. По-видимому ионы цинка связываются с молекулами клеточных стенок водорослей по неконкурентному типу. Поглощение Pb^{2+} клетками *D. communis* и *N. Atomus* происходит по иному механизму, поскольку максимальная скорость поглощения была одинаковой в течение всего периода наблюдений, а K_m – различной. В этом случае вероятен конкурентный тип взаимодействия, что предопределяет связывание ионов свинца в активными центрами молекул-переносчиков или с функциональными группами биополимеров клеточной оболочки.

Ключевые слова: пресноводные водоросли, кинетика проникновения, максимальная скорость, энергия активации, ионы цинка и свинца

O.I. Bodnar, V.V. Grubinko

Ternopil National Volodymyr Hnatiuk Pedagogical University, Ukraine

MEMBRANE MECHANISM PENETRATION OF IONS OF METALS IN CAGES OF ALGAE

An accumulation of ions of zinc and lead by freshwater algae is the species-specific process depends and depends from the nature and biological role of metal in an organism. Penetration of ions of zinc in the cells of the investigated algae (*A. cylindrica*, *D. communis*, *N. atomus*) is carried out non-competitively, while for the ions of lead characteristic is both passive (diffusive penetration) and active transporting kinetics of which changes with growth of concentration of Pb^{2+} in a water environment.

Key words: freshwater algae (Cyanophyta, Chlorophyta, Bacillariophyta), zinc, lead, kinetics penetration, high speed penetration, energy activating

УДК 502.74 + 502.4:597

Д. Л. БОНДАРЕВ¹, О. О. ХРИСТОВ²

¹Дніпровсько-Орільський природний заповідник
вул. Полетаєва, 2, Дніпропетровськ 49054, Україна

²Дніпропетровський національний університет ім. О. Гончара
пр-т Гагаріна, 72, Дніпропетровськ 49010, Україна

КОМПЛЕКСНА ОЦІНКА ІХТІОФАУНИ ВОДОЙМ ДНІПРОВСЬКО-ОРІЛЬСЬКОГО ПРИРОДНОГО ЗАПОВІДНИКА

Проведено аналіз і узагальнення складу іхтіофауни водойм Дніпровсько-Орільського природного заповідника (ДОПЗ), дана комплексна оцінка її сучасного стану.

Ключові слова: іхтіофауна, відтворення, існування, заплавні водойми, заповідні акваторії

Проблема збереження іхтіофауни заплавних водойм річкових екосистем є вкрай актуальною, бо більшість їх зникли, або значно трансформувалися. Найважливіший фактор зміни іхтіофауни – зарегулювання стоку рік і створення водосховищ, надходження забруднювачів. Як наслідок фактично заново відбувається формування угруповань риб [3]. Створення та функціонування мережі об'єктів природно-заповідного фонду є одним з найбільш ефективних заходів по збереженню біорізноманіття [8, 9].

Матеріал і методи досліджень

Матеріали зібрані на акваторії заповідника в 1991-2009 рр. Здійснено аналіз сучасних даних на суміжних до заповідника акваторіях [7]. Збір даних проводився на всій акваторії заповідника з урахуванням типології водойм. Контрольні облови проводились стандартним набором знарядь лову (ставні сітки $a=30-120$ мм). Відбір малькових проб здійснювали на 35 станціях в прибережній зоні. Усі роботи проводилися відповідно до діючих нормативів та інструкцій згідно стандартних іхтіологічних методик [1; 5].

Здійснено аналіз сучасних даних на суміжних до заповідника акваторіях [7].

Результати досліджень та їх обговорення

Дніпровсько-Орільський природний заповідник створено в 1990 р. на лівому березі верхів'я Дніпровського (Запорізького) водосховища. Загальна площа заповідника становить 3766,2 га. Розташування заповідника в заплаві р. Дніпро обумовило наявність в його складі значних акваторій, включно заплавних озер, площа яких складає 600 га.

До створення Дніпровського водосховища водойми заповідника не мали постійного зв'язку з Дніпром і лише в період повені зливалися з водами Дніпра та відігравали значну роль у відтворенні аборигенних видів риб. Після його створення заплавні акваторії мають постійний зв'язок з Дніпром і саме це відіграло ключову роль у процесі формування іхтіофауни, що тісно пов'язано з генезисом іхтіофауни Дніпровського водосховища [1, 2, 4, 6].

Типологічна різноманітність та своєрідність водойм заповідника, обумовлює його сучасний видовий склад, який нараховує 49 видів риб (представники 13 родин), що складає близько 90% від складу іхтіофауни Дніпровського водосховища (табл. 1).

Комплексна характеристика іхтіофауни водойм Дніпровсько-Орільського природного заповідника (1991–2009 рр.)

№	Вид риб	Параметри			
		I	II	III	IV
1	2	3	4	5	6
1.	<i>Acipenser ruthenus</i> (Linnaeus, 1758)	A	Б	ОР	О
2.	<i>Alosa pontica</i> (Eichwald, 1838)	A	ЗП	ОР	О
3.	<i>Clupeonella cultriventris</i> (Nordmann, 1840)	CA	ЗП	ПР	М
4.	<i>Esox lucius</i> (Linnaeus, 1758)	A	X	ШР	П
5.	<i>Rutilus rutilus</i> (Linnaeus, 1758)	A(IA)	БЕ	ШР	Б
6.	<i>Leuciscus leuciscus leuciscus</i> (Linnaeus, 1758)	A	Б	ОР	О
7.	<i>Leuciscus cephalus</i> (Linnaeus, 1758)	A	ЗФ	ПР	П
8.	<i>Leuciscus borysthemicus</i> (Kessler, 1859)	A	БЕ	ШР	П
9.	<i>Leuciscus idus</i> (Linnaeus, 1758)	A	БЕ	ОР	О
10.	<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (Linnaeus, 1758)	A	ФЕ	ШР	Б
11.	<i>Ctenopharyngodon idella</i> (Valenciennes, 1844)	I	Ф	ОР	О
12.	<i>Aspius aspius</i> (Linnaeus, 1758)	A	X	ПР	М
13.	<i>Leucaspis delineatus</i> (Heckel, 1843)	A	ЗП	ПР	П
14.	<i>Tinca tinca</i> (Linnaeus, 1758)	A	Б	П	М
15.	<i>Chondrostoma nasus</i> (Linnaeus, 1758)	A	П	ОР	О
16.	<i>Pseudorasbora parva</i> (Temminck & Schlegel, 1846)	IA	ЗЕ	ОР	М
17.	<i>Gobio gobio</i> (Linnaeus, 1758)	A	Б	ОР	О
18.	<i>Alburnus alburnus</i> (Linnaeus, 1758)	A	ЗЕ	ШР	Б
19.	<i>Blicca bjoerkna</i> (Linnaeus, 1758)	A	Б	ШР	П
20.	<i>Abramis brama</i> (Linnaeus, 1758)	A	Б	ШР	П
21.	<i>Abramis ballerus</i> (Linnaeus, 1758)	A	ЗП	ОР	М
22.	<i>Pelecus cultratus</i> (Linnaeus, 1758)	A	ЗФХ	ОР	М
23.	<i>Rhodeus sericeus</i> (Pallas, 1776)	A	ФЕ	ШР	Б
24.	<i>Carassius carassius</i> (Linnaeus, 1758)	A	БЕ	ПР	М
25.	<i>Carassius auratus gibelio</i> (Bloch, 1782)	IA	БЕ	ШР	Б
26.	<i>Cyprinus caprio</i> (Linnaeus, 1758)	A	БЕ	ПР	М
27.	<i>Hypophthalmichthys molitrix</i> (Valenciennes, 1844)	I	ФПД	ОР	О
28.	<i>Aristichthys nobilis</i> (Richardson, 1846)	I	ЗПД	ОР	О
29.	<i>Cobitis taenia taenia</i> (Linnaeus, 1758)	A	Б	ПР	П
30.	<i>Misgurnus fossilis</i> (Linnaeus, 1758)	A	Б	ПР	М
31.	<i>Silurus glanis</i> (Linnaeus, 1758)	A	X	ПР	М
32.	<i>Anguilla anguilla</i> (Linnaeus, 1758)	I	X	ОР	О
33.	<i>Atherina boyeri pontica</i> (Eichwald, 1831)	CA	ЗП	ОР	П
34.	<i>Lota lota</i> (Linnaeus, 1758)	A	X	ОР	О
35.	<i>Pungitius platygaster</i> (Kessler, 1859)	A	ЗП	ПР	М
36.	<i>Gasterosteus aculeatus</i> (Linnaeus, 1758)	CA	ЗП	ОР	М
37.	<i>Syngnathus abaster nigrolineatus</i> (Eichwald, 1831)	A	ЗП	ШР	П
38.	<i>Stizostedion lucioperca</i> (Linnaeus, 1758)	A	X	ПР	М
39.	<i>Stizostedion volgense</i> (Gmelin, 1789)	CA	X	ОР	О
40.	<i>Perca fluviatilis</i> (Linnaeus, 1758)	A	X	ШР	П
41.	<i>Gymnocephalus cernuus</i> (Linnaeus, 1758)	A	Б	ПР	М
42.	<i>Neogobius melanostomus</i> (Pallas, 1814)	CA	Б	ПР	П
43.	<i>Neogobius kessleri</i> (Gunter, 1861)	A	Б	ОР	М
44.	<i>Neogobius fluviatilis</i> (Pallas, 1814)	A	Б	ШР	П
45.	<i>Neogobius gymnotrachelus</i> (Kessler, 1857)	CA	Б	ПР	М
46.	<i>Mesogobius batrachocephalus</i> (Pallas, 1814)	CA	X	ОР	М
47.	<i>Proterorhinus marmoratus</i> (Pallas, 1814)	A	Б	ШР	П
48.	<i>Benthophiloides brauneri</i> (Beling et Iljin, 1927)	CA	Б	ОР	О
49.	<i>Benthophilus stellatus</i> (Sauvage, 1874)	A	Б	ОР	О

Примітки: I. Походження: А – аборигенний (вихідний) вид; І – інтродуцент (самостійно не відтворюється); ІА – інтродуцент, акліматизований; СА – саморозселенець, акліматизований. II. Живлення: Ф – фітофаг; ФЕ – фітофаг, еврифаг; ФПД – фітопланктофаг-детритофаг; ЗП – зоопланктофаг; ЗЕ – зоопланктофаг, еврифаг; ЗФ – зоополіфаг; ЗФХ – зоополіфаг, хижак; ЗПД – зоопланктофаг-детритофаг; Б – бентофаг; БЕ – бентофаг, еврифаг; П – перифітофаг, Х – хижак. III. Розповсюдження: ШР – широко-розповсюджені види; ПР – помірно розповсюджені види; ОР – обмежено розповсюджені види; IV. Чисельність: Б – багаточисельні види; П – помірно чисельні види; М – малочисельні види; О – одиничні види.

За походженням іхтіофауна представлена 7 фауністичними комплексами, найбільша представленість у понтокаспійського прісноводного та понтокаспійського морського фауністичних комплексів – 14 та 13 видів відповідно. Бореальний рівнинний комплекс налічує 9 видів, третинний рівнинний прісноводний – 7 видів, китайський рівнинний – 4 види, а арктичний морський та арктичний прісноводний включають по одному виду. До категорії аборигенних відносяться 35 видів риб, до адвентивних видів – 14. В іхтіокомплексі заповідника значно переважають лімnofільні види – 78% від загального видового складу.

За типом живлення іхтіокомплекс заповідника розподіляється на фітофагів (2 види), зоофагів (36 видів) та еврифагів (11 видів), по спектру живлення вони належать до 12 груп. За характером нересту виділяються наступні групи: літофільні – 7 видів, пелагофільні – 7, фітофільні – 17, гніздові – 11, остракофільні, псамофільні, виношуючі та індиференти – по одному виду. Окремо виділяються ялець, минь та окунь, які використовують під час нересту різні нерестові субстрати.

За характером розповсюдженості представники іхтіофауни розділяються на 3 класи, а за показниками чисельності – 4 класи. Більшість видів категорії “обмежено розповсюджені” та “мало чисельні”, або “одиничні” види, занесені до Червоної книги України та (або) Червоного списку Дніпропетровської області.

Нині акваторія заповідника є осередком збереження аборигенної іхтіофауни всього Дніпровського водосховища. Крім того, враховуючи критичні умови природного відтворення більшості видів риб в умовах жорсткого антропогенного тиску, можливо стверджувати про збільшення ролі акваторії заповідника (особливо заплавних водойм) в період природного відтворення (нересту) і в подальших процесах нагулу молоді і поповнення популяцій риб. Разом з тим, ефективність природного відтворення коливається і залежить від рівня води в період нересту. Це єдине місце водосховища, де вплив антропогенного навантаження виражений в найменшому ступені. На акваторії заповідника знаходяться місця нагулу та зимівлі старшовікових особин популяцій більшості видів, що мешкають на верхній ділянці водосховища, включно рідкісних.

Отже, проведені дослідження свідчать про позитивний вплив заповідного режиму на стан іхтіофауни Дніпровського водосховища. Дані водойми набули статусу найбільш важливих та ефективних природних нерестовищ та місць нагулу молоді риб верхньої ділянки водосховища

Висновки

1. Встановлено загальний видовий склад іхтіофауни водойм Дніпровсько-Орільського природного заповідника на сучасному етапі – 49 видів риб (представники 13 родин).
2. Водойми заповідника є головним осередком збереження аборигенного іхтіокомплексу водосховища. До категорії аборигенних видів належать 71 % від загального видового складу. Серед видів риб, які занесені до Червоної книги України, виявлені: стерлядь, ялець звичайний, карась золотий, минь річковий, берш, пуголовка зірчаста та бичок пуголовка Браунера.
3. Роль акваторій заповідника в процесі природного відтворення риб постійно підвищується. Практично всі водойми заповідника (70% акваторії) набули статусу якісних природних нерестовищ. Водночас акваторії виконують нагульну функцію для молоді та інших вікових груп риб верхньої ділянки Дніпровського водосховища. Частина акваторій (20%) містить зимувальні ями.
4. Для оптимізації умов існування та відтворення риб в водоймах заповідника при критичному рівні антропогенної трансформації прилеглих ділянок водосховища, є необхідним розроблення та впровадження робіт з відновлення гідрологічного режиму на окремих акваторіях заповідника.

1. Бондарев Д.Л. Ихтиофауна водоемов Днепровско-Орельского заповедника: ретроспективный анализ и современное состояние / Д.Л. Бондарев, О.А. Христов, В.М. Кочет. // Вісник ДНУ. Сер: Біологія. Екологія. – 2003. – Вип. 11, т. 1. – С. 13–20.
2. Біологічне різноманіття України. Дніпропетровська область. Круглоріч. Риби (Монографія) / В.Л. Булахов, Р.О. Новіцький, О.Є. Пахомов [та ін.]. – Дніпропетровськ: ДНУ, 2008. – 304 с.

3. Вятчанина Л.И. Проблемы охраны окружающей среды и сохранения видового разнообразия рыб Днепровских водохранилищ / Вятчанина Л.И., Гончаренко Н.И. – М.: Наука, 1986. – С. 18.
4. Короткий Й. І. Іхтіофауна водойм системи Проточі / Й.І. Короткий // Тр. Ін-ту гідробіології АН УРСР. – К., 1949. – Т. 24. – С. 56–62.
5. Методика збору і обробки іхтіологічних і гідробіологічних матеріалів з метою визначення лімітів промислового вилучення риб з великих водосховищ і лиманів України УААН. – К.: Інститут рибного господарства, 1998. – 47 с.
6. Свіренко Д. О. Дніпровське водосховище / Д.О. Свіренко // Вісник Дніпропетровської гідробіологічної станції. – 1937. – Т. 3. – С. 36.
7. Христов О.О. Характеристика іхтіофауни ріки Дніпро в районі міста Дніпропетровськ / Христов О.О., Кочет В.М. // Вісник ДНУ. Серія: Біологія. Екологія. – 2008. – Вип. 16, т. 2. – С. 186–193.
8. Шевченко П.Г. Редкие и исчезающие рыбы Днепровских водохранилищ и состояние их охраны / П.Г. Шевченко. – К.: Гідроекологічне т-во України, 1997. – С. 58.
9. Щербуха А. Я. Многолетние изменения и проблемы сохранения видового разнообразия рыб бассейна Днепра на примере Каховского водохранилища. / А.Я. Щербуха // Вестник зоологии. – 1997. – № 1. – С. 22.

Д. Л. Бондарев¹, О. О. Христов²

¹Днепровско–Орельский природный заповедник, Украина

²Днепропетровский национальный университет им. О. Гончара, Украина

КОМПЛЕКСНАЯ ОЦЕНКА ИХТИОФАУНЫ ВОДОЕМОВ ДНЕПРОВСКО-ОРЕЛЬСКОГО ПРИРОДНОГО ЗАПОВЕДНИКА

Проанализированы и обобщены материалы, касающихся состава ихтиофауны водоемов Днепровско–Орельского природного заповедника (ДОПЗ). Представлена комплексная оценка ее современного состояния.

Ключевые слова: ихтиофауна, воспроизведение, состояние, пойменные водоемы, заповедные акватории

D.L. Bondarev¹, O.O. Khristov²

¹Dniper–Orel natural preserve, Ukraine

²Oles Honchar Dnipropetrovsk National University, Ukraine

COMPLEX ESTIMATION OF ICHTHYOFAUNA OF RESERVOIRS OF DNIPER-OREL NATURAL PRESERVE

Analysis and generalization of data on ichthyofauna composition in water bodies of the Dniper-Orel nature reserve are carried out. Complex assessment of its modern state is presented.

Key words: ichthyofauna, reproducing, state, streamside reservoirs, protected aquatoriums

УДК 595.1:595.3+594(285.3)(477)

О.Г. БОШКО

Інститут зоології ім. І.І. Шмальгаузена НАН України

вул. Богдана Хмельницького, 15, Київ 01601, Україна

КОМЕНСАЛЬНІ ЧЕРВИ РАКОПОДІБНИХ ТА МОЛЮСКІВ ДЕЯКИХ ВОДОЙМ УКРАЇНИ

Наведено відомості про коменсальних турбеларій, нематод, олігохет та бранхіобделід, які були знайдені у бокоплавах, річкових раках та молюсках в водоймах басейну Дніпра, Південного Бугу, Дністра та Дунаю.

Ключові слова: коменсал, турбеларія, нематода, олігохета, бранхіобделіда

Для виявлення закономірностей формування гідрозооценозів та раціонального використання біологічних ресурсів водойм необхідне всебічне дослідження всіх мешканців водного середовища. При цьому належну увагу слід приділяти як вільноживучим організмам, так і паразитам і коменсалам, які живуть на різних гідробіонтах. Коменсалами водних безхребетних є представники багатьох груп тварин, насамперед круговичастих та сисних інфузорій, коловерток, нематод. Коменсали хоч і харчуються як вільноживучі організми, проте мають глибокі зв'язки з своїм носієм, які виявляються не тільки в опосереднених харчових асоціаціях, але й в морфологічних пристосуваннях видів до існування на різних частинах тіла носія, в кореляціях циклів їх розвитку з

циклами розвитку носія тощо. За ступенем зв'язку коменсала з носієм розрізняють облигатних коменсалів, які не здатні до тривалого існування поза хазяїном, та факультативних, які ведуть вільний спосіб життя або вступають в коменсальні асоціації. Відомості щодо коменсальних червів в водоймах України, крім наших досліджень, обмежуються вказівками на знаходження олігохети *Chaetogaster limnaei* Baer, 1827 [4, 5, 9] та бранхіобдел [6–8].

Матеріал і методи досліджень

Матеріал зібраний протягом 1975–2009 рр. в водоймах басейнів Дніпра (водосховища, середня частина, пониззя, лиман, притоки – рр. Случ, Стохід, Сейм, Костюченка, Удай, Сула, Стугна, Ольшанка, Інгулець, ряд озер під Києвом), Південного Бугу (пониззя, лиман, притока – р. Гнилий Тікич, ставок в м. Умань), Дністра (лиман, озеро в околицях м. Трускавець) та Дунаю (дельта та українська ділянка пониззя, оз. Катлабух). Вивчення коменсалів проводили в живому і фіксованому стані по загальноновизнаним методикам. Фіксований матеріал зберігається в колекції Відділу фауни та систематики безхребетних Інституту зоології ім. І.І. Шмальгаузена НАН України.

Результати досліджень та їх обговорення

В результаті мікроскопічного дослідження біля 5000 екз. бокоплавів, річкових раків та молюсків з різних водойм знайдено 7 видів коменсальних червів. Внаслідок багаторічних досліджень безхребетних, проведених автором в водоймах України, виявлено біля 150 видів їх коменсалів, більшість з яких належить до круговічастих інфузорій та коловерток, а 7 видів – до червів. Це: турбеларії (1 вид), нематоди (1 вид), олігохети (2 види) та бранхіобделіди (3 види).

Турбеларія *Varsoviella kozminskii* Gieysztor et Wiszniewski, 1947 виявлена на бокоплавах понто-каспійського фауністичного комплексу *Chaetogammarus ischnus*, *Ch. warpachowskyi*, *Dikerogammarus villosus*, *D. haemobaphes*, *Pontogammarus maeoticus*, *P. robustoides*, *P. crassus*, *Amathillina cristata* в Дніпрі та його водоймах, в дельті та пониззі Дунаю, в Дністровському лимані і є їх специфічним коменсалом. Черви мешкали на зябрах бокоплавів. Їх кількість звичайно не перевищувала 5 екз. в одній особині носія. Кокони турбеларії відкладали біля основи зябер (іноді спостерігали по 10–13 коконів на одній зябровій пластинці). *V. kozminskii* траплявся на своїх носіях як в прісних водоймах, так і в солоноводних при солоності води до 2‰. Екстенсивність заселення бокоплавів цими коменсалами в різних водоймах коливалася від 20% до 60%. Довжина червів сягала 850 мкм, розміри кокону становили 116x128 мкм.

V. kozminskii виявлені не тільки в теплі пори року, а й в січні при дослідженні *D. villosus* з р. Стугни. Хоча *V. kozminskii* вперше виявлена і описана з *Ch. ischnus* р. Вісла (Польща) ще в першій половині XX ст. [10]. Ми не знайшли інших відомостей щодо розповсюдження цього виду. На бокоплавах давньопрісноводного походження, які були обстежені нами в ряді водойм України, ці турбеларії відсутні.

Нематода *Chromadorina astacicola* (Schneider, 1932) є специфічним коменсалом зябрової порожнини річкових раків. Виявлена нами у довгопалого річкового рака *Astacus leptodactylus* в Дніпровсько-Бузькому та Дністровському лиманах, в пониззі Дніпра, рр. Сула, Удай, Ольшанка, Случ, Інгулець, в ставку в м. Умань, в дельті Дунаю та у широкопалого рака *A. astacus* з озера в околицях м. Трускавець. Максимальна екстенсивність (92%) та інтенсивність (458 екз.) заселення раків *Ch. astacicola* відмічені для *A. astacus*. У довгопалих раків в різних водоймах ці показники коливалися від 30,0% до 70,0% та від 2 узк. до 377 екз. відповідно. Довжина самок *Ch. astacicola* становила 900–1030 мкм, самців – 750–1000 мкм, довжина спікули – 29–32 мкм, ширина бульбуса стравоходу – 17–19 мкм, розміри яйця – 58 x 25 мкм. В зарубіжній літературі відома лише одна робота про знаходження *Ch. astacicola* – описано вид *Prochromadorella astacicola* з широкопалого рака водойми в Німеччині [11].

Коменсальні олігохети на досліджених гідробіонтах представлені двома видами – *Huysiosoma chappuisi* Michaelsen, 1926 та *Chaetogaster limnaei*. Перший з них є специфічним коменсалом зябрової порожнини річкових раків і зареєстрований у *A. leptodactylus* в усіх обстежених водоймах, крім озера в околицях м. Трускавець, в якому мешкав *A. astacus*. *H. chappuisi* траплялася у раків в теплі місяці – з квітня до листопада. Восени відкладала на зябрах кокони. Екстенсивність заселення річкових раків олігохетами була високою і часто сягала 100%; кількість червів в зябровій порожнині одної особини носія коливалася від 100 екз. до 500 екз., іноді – більше 1000 екз., в окремих випадках – до 7000 екз. [2].

Ch. limnaei – постійний симбіонт черевоногих молюсків, відомий також і у двостулкових молюсків. Він представлений двома підвидами – коменсальним *Ch. limnaei limnaei* Baer, 1827, який мешкає на поверхні тіла та в мантийній порожнині молюсків і харчується дрібними організмами, та

паразитичним *Ch. limnaei vaghini* Gruffydd, 1965, який паразитує в нирках молюсків, харчуючись клітинами їхнього епітелію.

Коменсальний підвид *Ch. limnaei* виявлений у *Lymnaea stagnalis*, *L. auricularia*, *L. ovata*, *Theodoxus fluviatilis*, *Physa fontinalis*, *Lithoglyphus naticoides*, *Bithynia tentaculata*, *Planorbarius corneus*, *Planorbis sp.* *Anisus vortex* в усіх водоймах, де проводили обстеження – в Дніпрі (в Києві та в пониззі), в дніпровських водосховищах, в Дніпровсько-Бузькому лимані, в р. Стугна, в Дністровському лимані, в дельті та пониззі Дунаю та ряді озер. Крім того, вид поширений у молюсків роду *Fagotia* в пониззі Дніпра та Дніпровсько-Бугському лимані. Зазвичай траплялося по 5-10 хетогастерів в одній особині молюска; іноді – по 20-30 екз. і більше. Максимальна кількість *Ch. limnaei* (67 екз.) зареєстрована у *L. stagnalis* з озера в м. Київ.

Слід відмітити, що наряду з типовими формами траплялися черви, поверхня тіла яких з другого сегменту була покрита папілами. Папіли мали округлу вершину, діаметром 5 мкм, з волосками. Висота папіли як правило була до 10мкм; максимальна висота папіли (30 мкм) та діаметр округлої вершини (14 мкм) відмічені у червів з *L. ovata* в Дніпровсько-Бузькому лимані.

Кільчасті черви бранхіобделіди є специфічними коменсалами річкових раків. У досліджених раків ми знайшли три види цих червів: *Branchiobdella kozarovi* Subchev, 1978 широко розповсюджена на поверхні тіла, іноді і в зябровій порожнині; *A. leptodactylus* – в водоймах басейну Дніпра (середня частина, пониззя, водосховища, Дніпровсько-Бузький лиман, рр. Случ, Стугна, Сейм, Костюченка, Ольшанка, Інгулець, оз. Снетінка), Південного Бугу (пониззя, Гнилий Тікич, ставок в м. Умань) та Дунаю (оз. Катлабух). Два інших види – *B. balcanica* Moszynski, 1937 та *B. pentodonta* Whitman, 1882 знайдені на поверхні тіла *A. astacus* в озері в околицях м. Трускавець [1, 3]. Бранхіобделли трапляються у раків протягом всього року; кокони відкладають на їх зябрах та кінцівках. Часто виявляли, що всі досліджені раки з тієї чи іншої водойми несуть на собі *B. kozarovi*. На одній особині носія було знайдено до 315 екз. цих червів. Максимальна кількість зареєстрованих у широкопалих раків *B. balcanica* і *B. pentodonta* – 39 і 44 відповідно.

Висновки

Коменсальні черви на досліджених гідробіонтах не спричиняють помітної шкоди на організм носія. Однак великі скупчення червів та їх коконів у ракоподібних можуть виявитися не індиферентними, бо порушують цілісність зябер та деформують їх.

1. Бошко Е.Г. Малоштитковые черви, обитающие на речных раках некоторых водоемов Украины. Сообщение 1. Branchiobdellidae / Е.Г. Бошко // Вестн. зоол. – 1983. – № 2. – С. 13–20.
2. Бошко Е.Г. Малоштитковые черви, обитающие на речных раках некоторых водоемов Украины. Сообщение 2. Aeolosomatidae / Е.Г. Бошко // Вестн. зоол. – 1983. – № 4. – С. 27–30.
3. Бошко Е.Г. О распространении комменсального кольчатого червя Branchiobdella kozarovi Subchev, 1978 (Annelida, Clitellata) / Е.Г. Бошко // Биоразнообразие и роль зооценоза в естественных и антропогенных экосистемах: III Междунар. научн. конф.: мат. конф. – Днепропетровск: Изд-во ДНУ, 2005. – С. 25–26.
4. Вергун Г.И. О фауне личинок трематод в моллюсках р. Северского Донца и его пойменных водоемов в районе среднего течения / Г.И. Вергун // Тр. НИИ биологии и биол. фак-та Харьк. ун-та. – 1957. – Т. 30. – С. 147–166.
5. Глузман И.Я. Влияние малоштиткового червя Chaetogaster limnaei Baer, 1827 на окаймленных катушек и их зараженность возбудителем лиорхозной инвазии / И.Я. Глузман // Паразиты водных беспозвоночных: I Всесоюз. симпоз. по болезням и паразитам водных беспозвоночных: мат. симпоз. – Львов: Изд-во Львовского ун-та, 1972. – С. 17–19.
6. Колесникова М.Ю. Новые сведения о распространении бранхиобделлид (Clitellata: Branchiobdellidae) в водоемах Харьковской области / М.Ю. Колесникова // Вісн. Харк. нац. ун-ту ім. В. Н. Каразіна. Сер.: біологія. – 2007. – Вип. 6, № 788. – С. 97–103.
7. Купчинская О. С. Водные малоштитковые черви и их паразиты фауны Западных областей Украины: автореф. дисс. ...канд. биол. Наук: 03.097 “Зоология” / О.С. Купчинская. – Львов, 1970. – 21 с.
8. Шевченко Н.М. Водні членистоногі як проміжні хазяї гельмінтів / Шевченко Н.М., Барабашова В.М. // Доп. АН УРСР. – 1960. – № 11. – С. 1555–1558.
9. Черногоренко М.И. К фауне и экологии церкарий моллюсков верхнего Днепра / М.И. Черногоренко // Паразиты и паразитозы человека и животных. – К.: Наук. думка, 1965. – С. 236–245.
10. Gieysztor M. Sur un Turbellarie vivant sur les brancies de Gammarus ischnus G.O.Sars (Rhabdocoela Dalyellidae) / Gieysztor M., Wiszniewski J. // Annales Mus. Zool. Polonici. – 1947. – Vol. 14, N 1. – P. 1–5.
11. Schneider W. Nematoden aus der Kiemenhöhle des Flußkrebse / W. Schneider // Arch. Hydrobiol. – 1932. – Bd. 24, H. 4. – S. 629–636.

Е. Г. Бошко

Інститут зоології ім. І.І. Шмальгаузена НАН України, Київ

КОММЕНСАЛЬНЫЕ ЧЕРВИ РАКООБРАЗНЫХ И МОЛЛЮСКОВ НЕКОТОРЫХ ВОДОЕМОВ УКРАИНЫ

Приведены сведения о комменсальных турбелляриях, нематодах, олигохетах и бранхиобделлидах, обнаруженных у бокоплавов, речных раков и моллюсков некоторых водоемов Украины.

Ключевые слова: комменсал, турбеллярия, нематода, олигохета, бранхиобделлида, Украина

E. G. Boshko

I.I. Schmalhausen Institute of Zoology of NAS of Ukraine, Kyiv

AQUATIC WORMS, COMMENSALIZE ON CRUSTACEANS AND MOLLUSKS IN SOME UKRAINIAN WATER BODIES

The data on the commensal turbellarians, nematodes, oligochaetes and branchiobdellids observed on gammarid amphipodes, crayfishes and mollusks in water bodies of Dnieper, Southern Bug, Dniester and Danube basins are depicted in the article.

Key words: commensal, turbellarian, nematode, oligochaete, branchiobdellid, Ukraine

УДК 556.314+556.388: 543.321

І.В. БРИНДЗЯ

Дрогобицький державний педагогічний університет ім. Івана Франка
вул. В. Івасюка, 11, Дрогобич, Львівська обл., Україна

ДИНАМІКА ВМІСТУ НІТРАТІВ, НІТРИТІВ ТА АМОНІЮ У ПИТНІЙ ВОДІ ПРИКАРПАТСЬКОГО РЕГІОНУ

У статті наведені дані щодо динаміки вмісту нітратів, нітритів та амонію у воді Прикарпатського регіону протягом 2009 р. Встановлено забруднення вод неорганічними сполуками азоту навесні, а в техногенно-навантажених територіях – влітку та восени. Найбільше з сполук азоту виявлено нітритів, менше амонію та нітратів.

Ключові слова: нітрати, нітрیتی, азот амонійний, питна вода, Прикарпатський регіон

Масштабною проблемою людства є прогресуюче забруднення річок, озер і підземних вод. Серед хімічних речовин, що надходять у питну воду і є небезпечними для людського організму, є нітрати та нітрیتی [5].

В Україні ступінь благоустрою поселень, особливо сільських, досить низький, тому лише 17% населених пунктів мають водогін, 3% – каналізацію та лише 24% сільського населення забезпечено централізованим водопостачанням [4, 10]. Нині для селян головним джерелом водопостачання залишаються колодязі та поверхневі води. Практично неконтрольована якість спожитої води становить загрозу здоров'ю населення. Одним з найпоширеніших видів забруднень питної води є нітратне забруднення, надлишок яких шкідливий для організму.

Поширена думка, що майже єдиним джерелом нітратного забруднення поверхневих і ґрунтових вод є азотні сполуки техногенного походження, переважно мінеральні добрива. Насправді ця проблема значно складніша і пов'язана з порушенням природних кругообігів речовин, насамперед, з порушенням – біогенних елементів у ландшафтах. Оскільки хімічні і біохімічні азоту в природі здебільшого пов'язані з взаємоперетворенням трьох його найбільш представлених рухомих форм – NO_3^- , NO_2^- та NH_4^+ , то дослідження забруднення ними гідросфери є актуальним.

Метою цієї роботи є визначення вмісту нітратів, нітритів та азоту амонійного у питній воді Прикарпатського регіону.

Матеріал і методи досліджень

Дослідження проведені у січні–грудні 2009 року. Для визначення у воді масової концентрації нітратів, нітритів та азоту амонійного їх зразки відбирали по різних точках Прикарпаття (рис.).

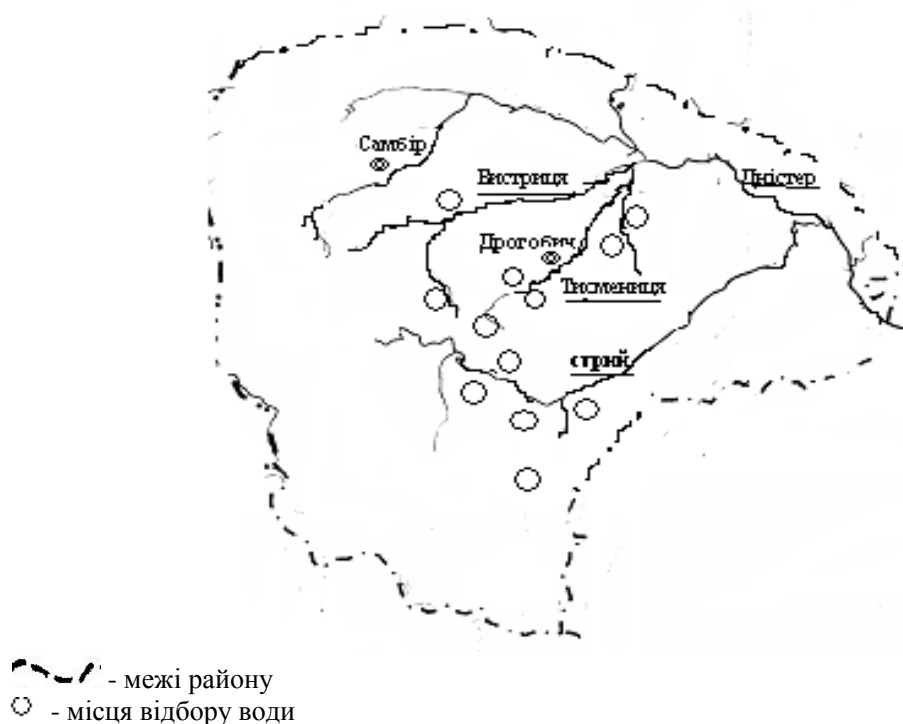


Рис. Карта району дослідження. Масштаб 1: 1500 000

Визначення нітратів. Визначали колориметрично з фенолдисульфокислотою з утворенням нітровмісного фенолу жовтого кольору [1]. Хлориди видаляли додаванням розчину сульфату срібла. Для аналізу проб відбирали 100 мл прозорого фільтрату, додавали розчин сульфату срібла в кількості, еквівалентній вмісту хлорид-іону в досліджуваній пробі, випаровували в фарфоровій чашці на водяній бані. Після охолодження сухого залишку в чашку додавали 2 мл розчину фенолдисульфатної кислоти і розтирали скляною паличкою до повного розведення з сухим залишком, додавали 20 мл дистильованої води і біля 5–6 мл концентрованого розчину аміаку до максимального розвитку забарвлення. Забарвлений розчин колориметрували, вимірюючи оптичну щільність досліджуваної проби в тих же умовах, що і при побудові калібровочної кривої. Вміст нітратів (X) в мг/дм³ вираховували за формулою в перерахунку на нітратний азот:

$$X = \frac{C \cdot V_1}{V}, \quad (1)$$

де: C – вміст нітратів, знайденого по калібровочному графіку, мг/дм³; V_1 – об'єм забарвленої проби (100 або 50 мл); V – об'єм проби, взятої для аналізу, мл.

Визначення нітритів. Метод заснований на здатності нітритів діазотувати сульфатну кислоту (реактив Грісса) з утворенням діазосполуки з 1-нафтиламіном червоно-фіолетового кольору [1]. Нижній поріг виявлення 0,0003 мг/дм³ нітритів. При наявності в воді нітритів більше 0,3 мг/дм³ в пробі її розводили. В разі мутності воду освітлювали гідроксидом алюмінію. Для визначення до 50 мл досліджуваної води додавали 2 мл розчину реактиву Грісса і перемішували. Через 40 хв. розчин фотометрували при довжині хвилі 520 нм по відношенню до розчину порівняння (дистильована вода з доданим реактивом Грісса). Масову концентрацію нітритів (X_1) в мг/дм³ вираховували за формулою:

$$X_1 = \frac{C \cdot 50}{V}, \quad (2)$$

де: C – масова концентрація, знайдена за градуированим графіком, мг/дм³ NO₂⁻; V – об'єм проби, взятий для аналізу, мл; 50 – об'єм стандартного розчину, мл.

Вміст амонію визначали фотометричним методом за якісною реакцією з реактивом Несслера [7].

Одержані дані піддавали статистичній обробці за [6].

Результати досліджень та їх обговорення

Коротка гідрологічна характеристика району дослідження. Прикарпаття має густу річкову мережу, що утворена притоками Дністра (Тисмениця, Бистриця, Стрий та ін.). Річки висоководні, з різким коливанням стоку і паводковим режимом. Питома водність на 1 км² сягає 330 тис.м³, тим

часом як в цілому в Україні – тільки 86,8 тис. м³. Стік річок змінюється сезонно: найбільший навесні (50–80 % річної суми), коли тануть сніги, найменший – під час теплої й сухої погоди пізнього літа і ранньої осені. Паводки бувають не тільки навесні, але і протягом більшої частини року. За рік випадає 800–1000 мм опадів. Найбільша кількість води надходить до річок весною. Однак трапляються випадки, коли після затяжних дощів річки переповнюються, і це спричиняє повені [9].

Для річок характерним є розширення днища долин, в яких формуються розгалужені русла з окремими стисненими ділянками. Ширина – 50–160 м, глибина – 0,8–3,0 м. Русла річок звивисті, гравійні з пісковими відкладами. Щільність річкової мережі 0,6 км/км². Водойми відрізняються помірним ухилом та середньою швидкістю течії, що не перевищує 0,7 м/с, (здебільшого 0,2–0,3 м/с.). Температура води в ріках влітку – понад 22°C, вміст кисню — 8,0 мг/дм³. Головним джерелом живлення річок є води талого снігу, що у переважній більшості стікають до річок завдяки незначному випаровуванню у холодний період року і перерваній інфільтрації в замерзлий ґрунт. Підземне живлення, яке має місце впродовж року, особливо важливе взимку, коли атмосферні опади випадають у вигляді снігу.

За вмістом головних іонів води належать до гідрокарбонатно-кальцієвого класу II типу. Природна мінералізація не висока і складає 240–260 мг/м³, а нижче населених пунктів може зростати до 450 мг/м³. Дощі спричиняють також високу каламутність вод, що сягає 200–700 г/м³. Ще одним фактором, що визначає склад природних вод, є транскордонні перенесення речовин.

Річка Стрий – права притока Дністра. Довжина річки близько 240 км, площа басейну 3055 км², має 31 притоку. Стрий характеризується великою мінливістю річкового режиму [8]. Ширина річкової долини частини басейну місцями досягає декілька кілометрів. Ширина русла 80–160 м. Глибина річки сягає 0,8–3,0 м. Русло звивисте, гравійне з пісковими відкладами. Швидкість течії 0,1–2,0 м/с. Живлення дощове та снігове. Для ріки характерні весняна повінь та літньо-осінні паводки (іноді взимку). Середній розхід води в 17 км від устя — 45,2 м³/с, максимальний — 890 м³/с. Льодостав переважно з кінця листопада до середини березня. Береги заліснені хвойними і мішаними лісами, численні поселення. Над річкою Стрий лежать міста: Турка, Стрий, Жидачів, споруджена Завадівська ГЕС [3].

Річка Бистриця серед Карпатських гір має найбільший за площею басейн в Івано-Франківській області. Загальна водозбірна площа басейну – понад 2520 км². Власне Бистриця – це невелика за довжиною ріка (17 км). Найбільша ріка – Бистриця Надвірнянська (94 км, площа водозбору – 1580 км², густота 1,2 км²). [8]. Русло річки розтікається на густу сітку рукавів. Швидкість течії значна і коливається від 2 м/с, у горах до 0,7 м/с. Бистриця Солотвинська (довжина 82 км, площа 795 км², густота км/км²). У межах річки долина дуже широко, лівий берег її високий та крутий. Обидві річки характерні надто нестійким режимом, частими паводками. Модуль стоку коливається від 12–14 л/с, в горах до 10 дм³/с.

Річка Тисмениця бере свій початок на Високому Бескиді. Довжина 49 км, сточище – 650 км²; права притока Бистриці Тисменицької. Річка протікає через центральну частину промислового району у Львівській обл., збираючи промислові, комунально-побутові скиди, а також нафтопродукти від нафтодобувних та нафтопереробних підприємств. Найбільшого забруднення зазнають її води на території промислових міст Дрогобича та Борислава, які вона пронизує. Рівень забруднення перевищує норму на 22%. Річка стала своєрідним джерелом міді і фенолів. Серед забруднюючих речовин промислової сфери переважають нафта і нафтопродукти. У Тисмениці періодично скидаються розсоли з хвостосховищ [2].

Нині забруднення води, включно питної, досягло критичних показників. Основними джерелами забруднення водоймищ є: атмосферні опади, що містять забруднюючі речовини промислового походження, які вимиваються з атмосфери; міські стічні води (побутові, каналізаційні стоки, що містять шкідливі для здоров'я синтетичні миючі засоби та ін.); промислові стічні води; сільськогосподарські стічні води (відходи тваринницьких комплексів, змив з полів добрив і пестицидів дощами і весняними талими водами тощо) [4, 11].

Виходячи з зазначеного, з огляду на рівень господарського навантаження, досліджена нами територія умовно розділена на п'ять типів: заповідна (оз. Алексік, оз. Майдан, купальне озеро), урбанізована, техногенно-навантажена, агронавантажена, питне водосховище.

У досліджуваній воді виявлено такий вміст нітратів, нітритів та амонію (табл.). Встановлено, що концентрація нітритів та нітратів у питній воді досліджуваного регіону не перевищує ГДК, натомість вміст іонів NH₄⁺ знаходиться поза межами ГДК.

У заповідній території концентрація азоту амонійного була найвищою у січні-березні 2009 р. і перевищувала граничнодопустиму концентрацію у 4 рази. У квітні-травні ці показники почали

знижуватися і у червні–серпні були меншими у 6 разів. Найменший вміст NH_4^+ спостерігався у літньо–осінній період, коли він знизився у 8 разів. Концентрація нітритів протягом року постійно коливалася, спостерігалось зменшення їх вмісту у січні–лютому, значне підвищення у березні–травні, чергове зниження у червні–серпні та збільшення у вересні–листопаді. У січні–лютому та червні–серпні його вміст порівняно з попередніми місяцями був меншим у 9 разів. Досить високим вміст нітратів спостерігався у зимово–весняний період, у квітні цей показник був найвищим. Незначне зниження вмісту NO_3^- на заповідній території спостерігається у літньо–осінній період.

У агронавантаженої території у питній воді найвищий вміст амонію спостерігали у зимово–весняний період (2,7 ГДК), проте у квітні–листопаді цей показник різко знижується у 6 разів і така тенденція зберігається протягом літньо–осіннього періоду. Нітритів у воді досліджуваної території найбільше у весняний період. Значне зниження їх вмісту (у 10 разів) спостерігається у літній період, а незначне підвищення восени. Протягом всього досліджуваного періоду на агронавантаженої території вміст нітратів знижувався незначно, починаючи з січня–березня.

Протягом досліджуваного періоду в воді урбанізованої території у січні–березні мало місце перевищення ГДК амонію у 4 рази. Проте з часом цей показник стабілізувався і вже у вересні–листопаді знизився у 2 рази. Вміст NO_2^- найвищим був у січні–березні. Надалі спостерігається тенденція до зниження, а восени цей показник був найнижчим. На даній території спостерігається постійне коливання вмісту нітратів. Протягом січня–березня спостерігалось незначне зниження вмісту NO_3^- , проте зростання вмісту нітратів у воді відмічено у літньо–осінній період.

В питному водосховищі протягом усього досліджуваного періоду вміст амонію перевищував ГДК у 1,5 рази. У травні–червні цей показник збільшився і був найвищим у цей період і становив 2,3 ГДК. Вміст нітритів у зимовий період був стабільним, у квітні цей показник зріс у 3 рази, у травні–червні зменшився у 2 рази. Найменший вміст нітратів в водосховищі спостерігався у зимовий період. У березні концентрація NO_3^- збільшилася у 3 рази. Така ж тенденція зберігалася і протягом літнього періоду. У червні–липні цей показник був найбільшим.

Таблиця

Динаміка вмісту нітратів, нітритів та азоту амонійного у питній воді Прикарпатського регіону протягом 2009 року (мг/дм^3 ; $M \pm m$; $n=3-15$)

Місяці	Заповідна територія			Урбанізована територія			Техногенно-навантажена територія			Агронавантажена територія			Питне водосховище		
	NO_2^-	NO_3^-	NH_4^+	NO_2^-	NO_3^-	NH_4^+	NO_2^-	NO_3^-	NH_4^+	NO_2^-	NO_3^-	NH_4^+	NO_2^-	NO_3^-	NH_4^+
Грудень-лютий	—	—	—	—	—	—	$0,003 \pm 0,01$	$5,1 \pm 0,01$	$0,4 \pm 0,01$	$0,03 \pm 0,01$	$5,0 \pm 0,6$	$0,40 \pm 0,09$	$0,01 \pm 0,007$	$2,2 \pm 0,8$	$0,18 \pm 0,03$
Березень-травень	$0,02 \pm 0,01$	$6,5 \pm 0,01$	$0,34 \pm 0,08$	$0,02 \pm 0,01$	$5,1 \pm 0,5$	$0,37 \pm 0,07$	$0,6 \pm 0,2$	$11,7 \pm 3,1$	$10,2 \pm 0,5$	$0,03 \pm 0,02$	$4,1 \pm 0,4$	$0,05 \pm 0,01$	$0,03 \pm 0,01$	$6,9 \pm 1,2$	$0,12 \pm 0,01$
Червень-серпень	$0,003 \pm 0,01$	$3,6 \pm 0,02$	$0,05 \pm 0,01$	$0,02 \pm 0,01$	$6,9 \pm 0,8$	$0,23 \pm 0,03$	$0,3 \pm 0,07$	$10,0 \pm 1,6$	$2,0 \pm 0,09$	$0,003 \pm 0,001$	$4,0 \pm 0,5$	$0,05 \pm 0,01$	$0,02 \pm 0,007$	$8,8 \pm 0,6$	$0,23 \pm 0,03$
Вересень-листопад	$0,02 \pm 0,01$	$3,9 \pm 0,01$	$0,05 \pm 0,01$	$0,01 \pm 0,01$	$7,2 \pm 0,6$	$0,2 \pm 0,01$	$0,25 \pm 0,08$	$5,1 \pm 0,2$	$3,5 \pm 1,1$	$0,01 \pm 0,02$	$3,8 \pm 0,4$	$0,05 \pm 0,01$	—	—	—
Середнє значення	$0,0115 \pm 0,01$	$4,78 \pm 0,015$	$0,21 \pm 0,02$	$0,02 \pm 0,01$	$6,05 \pm 0,6$	$0,3 \pm 0,05$	$0,38 \pm 0,1$	$8,9 \pm 1,6$	$5,3 \pm 0,6$	$0,015 \pm 0,01$	$4,1 \pm 0,5$	$0,1 \pm 0,02$	$0,02 \pm 0,008$	$6,0 \pm 0,9$	$0,18 \pm 0,02$

На техногенно-навантаженої території найбільший вміст азоту амонійного був у березні і перевищував ГДК в десятки разів, у літньо–осінній період спостерігається значне зниження показника приблизно у 5 разів. Восени знову відбувається незначне підвищення вмісту NH_4^+ . Найбільший вміст нітритів в цій території був у березні, в наступні місяці спостерігалось значне зниження їх концентрації (у 2 рази). Найбільший показник вмісту NO_3^- був у весняно–літній період, значно зменшився (в 2 рази) у вересні–жовтні.

Протягом досліджуваного періоду найбільший вміст NH_4^+ спостерігався на техногенно–навантаженої території, на агронавантаженої, урбанізованої та заповідній територіях цей показник був меншим у 2 рази. Вміст нітритів найбільшим також був на техногенно–навантаженої території. У воді з інших територій цей показник був меншим у 2 рази. Найменший вміст NO_2^- був у воді питного водосховища. Концентрація нітратів на урбанізованої території у 2 рази менша, на

агронавантажених – у 3 рази менша, ніж на техногенно-навантажених територіях. Найбільшим цей показник є у березні–липні.

Відомо, що ланцюг біохімічних перетворень азоту – амоніфікація–нітрифікація–денітрифікація – може бути призупинений на певній стадії в залежності від зовнішніх умов [10]. Розкладання органічних речовин в аеробних умовах ґрунту або на його поверхні збагачує воду нітратами та нітритами. При проникненні з потоками вологи ці сполуки не затримуються вбирним комплексом ґрунту, а потрапляють у ґрунтові води і мігрують з їх потоком. Саме такий механізм є найвірогіднішим шляхом забруднення вод [10]. Високий вміст неорганічних сполук азоту у техногенно–навантажених територіях можна пояснити господарською діяльністю і побутовим та техногенним забрудненням. Низьке нітратне забруднення води заповідника є закономірним, а його зростання у урбанізованих, техногенно– та агро– навантажених територіях пов'язано з комунальними та сільськогосподарськими викидами.

Висновки

В цілому, звертає на себе увагу найвищий вміст нітратів в воді заповідної території навесні, урбанізованої – влітку, техногенно-навантаженої – навесні та на початку літа, агронавантаженої – взимку, у питному водосховищі – навесні та влітку, що пов'язано, скоріше за все, з особливостями техногенного стоку, виносу речовин та процесами їх перетворення, насамперед, відновлення мікроорганізмами та засвоєння рослинами. Вміст нітритів практично на два порядки нижчий, ніж вміст нітратів, і є досить високим у воді техногенно–навантаженої території протягом всього вегетаційного сезону. У воді з інших досліджених територій вміст нітритів не є загрозливим для тварин. Вміст амонію практично у всіх досліджених випадках високим був взимку та ранньою весною, що свідчить про його техногенне походження та надходження до водойм з змивами та талими водами і накопичення як наслідок недостатньо активного засвоєння рослинами, які в цей період масово не вегетують. Разом з тим, вміст амонію є більше, ніж на порядок нижчим, ніж вміст нітратів. Останні можна розглядати як найбільш небезпечний екотоксикант у воді досліджених питних вод.

Виявлені закономірності, ймовірно, залежать від низки фізико–хімічних і біохімічних факторів ґрунтів, рослинного покриву та викидів азотних сполук унаслідок комунальної, сільськогосподарської та техногенної діяльності.

1. *Вода питьевая. Методы анализа. Государственные стандарты СССР.* – М., 1984. – 324 с.
2. *Дідич І.* Тенденції багаторічних змін структури річкових систем басейну р. Тисмениці / І. Дідич. – Львів : Вісник Львівського університету. Серія географічна. – 2007. – Вип. 34. – С. 62-71.
3. *Екологія Львівщини 2007: бюлетень.* – Львів: Сполом, 2008. – 184 с.
4. *Колесник І.А.* Состояние химического загрязнения рек Украины и его динамика во второй половине XX столетия / И.А. Колесник // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – К.: Ніка-Центр, 2000. – Т.1. – С. 72–77.
5. *Куценко С.А.* Основы токсикологии / С.А. Куценко. – С.-Пб., 2002. – 818 с.
6. *Лакин Г.Ф.* Биометрия / Г.Ф. Лакин. – М.: Высш. школа, 1990. – 352 с.
7. *Лурье Ю.Ю.* Химический анализ производственных сточных вод / Ю.Ю. Лурье. – М.: Химия, 1974. – 336 с.
8. *Природа Львівської області* / За ред. К.І. Геренчука. – Львів : Вища школа, 1972. – 178 с.
9. *Романенко В.Д.* Основы гидро экологии / В.Д. Романенко. – К.: Оберег, 2001. – 728 с.
10. *Тараріко О.Г.* Нітратне забруднення поверхневих та ґрунтових вод у агроландшафтах лісостепу України / О.Г. Тараріко, С.С. Коломієць, М.В. Яцик // Донецький вісник Наук. тов-ва ім. Т. Шевченка. – Т. 20: Мат. Всеукр. наук.-практ. конф. "Медико-біологічні студії екосистем", 4-5 січня 2008, Донецьк. – Донецьк, 2008.
11. *Федоренко О.І.* Основы экологии: Підручник / О.І. Федоренко, О.І. Бондар, А.В. Кудін. – К.: Знання, 2006. – С. 266.

И.В. Брындзя

Дрогобычский государственный педагогический университет им. Ивана Франко, Украина

ДИНАМИКА СОДЕРЖАНИЯ НИТРАТОВ, НИТРИТОВ И АММОНИЯ В ПИТЬЕВОЙ ВОДЕ ПРИКАРПАТЬЯ

В статье приведенные данные исследования динамики содержания нитратов, нитритов и аммония в питьевой воде Прикарпатья в течение 2009 г. Установлено загрязнение вод неорганическими соединениями азота весной, а в техногенно–нагруженных территорий – летом и осенью. Больше всего из соединений азота обнаружено нитратов, затем аммония и нитритов.

Ключевые слова: нитраты, нитриты, азот аммонийный, питьевая вода, Прикарпатье

I.V. Bryndzya

Drogobych State Pedagogical University of the Name of Ivan Franco, Ukraine

DYNAMICS CONTENT OF NITRATES, NITRITES AND AMMONIUM IN DRINKING-WATER OF PRIKARPATYA

There are resulted these researches of dynamics of maintenance of nitrates in the articles, nitrites and ammonium in the drinking-water of Prikarpatya during 2009. Contamination of waters is set inorganic connections of nitrogen in spring, and in the technogenic loaded territories in summer and autumn. Most from connections of nitrogen it is discovered nitrates, after ammonium and nitrites.

Key words: nitrates, nitrites, ammonium, drinking-water, Prikarpatya

УДК 556.5 (285.33)

Н.С. ВАНДЮК

Інститут гідробіології НАН України

пр-т Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210, Україна

ВИЗНАЧЕННЯ ТЕПЛОЗАПАСУ КАНІВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА З УРАХУВАННЯМ ВНУТРІШНІХ ВОДООБМІННИХ ПРОЦЕСІВ

Здійснено моделювання теплозапасу Канівського водосховища з урахуванням гідродинамічних факторів. В алгоритм оцінки динаміки запасу тепла внесено зміни, що враховують транзитний стік та водообмін між транзитними та не транзитними зонами окремо на річковій та озерній ділянках.

Ключові слова: транзитна і нетранзитна зони, Канівське водосховище, питомий теплозапас

В попередніх роботах [2, 3] ми запропонували модель розрахунку зміни тепла в елементарному об'ємі води за час його переміщення в Канівському водосховищі. При цьому водойма була поділена на вісім підділянок. Детальні розрахунки та спостереження показали, що в межах річкової ділянки умови формування теплового режиму ідентичні. Така сама ситуація має місце і в межах озерної частини водосховища. Тому з'явилась можливість спрощення моделі шляхом зменшення кількості розрахункових ділянок.

Матеріал і методи досліджень

Виконаний за останній час аналіз просторової структури Канівського водосховища виявив, що при моделюванні балансу тепла необхідно враховувати різницю генезису і показників гідродинаміки різних частин водосховища. При цьому слід виділити так звані транзитні і нетранзитні зони [4]. Транзитні зони – це ділянки акваторії, на яких відбувається основний транзит водних мас. Цей транзит не обмежується лише частиною затопленого русла, а охоплює більш обширні ділянки водосховища. Решту акваторії займають нетранзитні зони, динаміка яких формується переважно дрейфовими і компенсаційними течіями, вітровим хвилюванням, коливаннями рівня води, сейшми та іншими внутрішньоводоймовими процесами.

Для визначення меж описаних вище зон використано гідродинамічну модель, що базується на методі повних потоків для випадку малих глибин [1, 5, 6]. В результаті моделювання отримано схеми розподілу функцій току в штилеву, безвітряну погоду, тобто тоді, коли основним генератором руху водних мас у водосховищі є попуски вищерозташованої ГЕС та надходження води приток. За таких умов на схемах можна виокремити транзитні та нетранзитні зони. При цьому прийнято умову, що стік по нетранзитній зоні не перевищує 1% від загального стоку. В цих зонах (транзитній та нетранзитній) існують відмінності у формуванні теплового режиму їх водних мас.

Результати досліджень та їх обговорення

Спираючись на отримані дані, ми внесли зміни в алгоритм оцінки динаміки теплозапасу в Канівському водосховищі. Воно характеризується високою проточністю – навіть влітку на його озерній ділянці рідко виникають умови для встановлення стійкої температурної стратифікації. Тому зміну питомого теплозапасу водних мас за час їх переміщення по акваторії водосховища можна оцінити використовуючи рівняння теплового балансу:

$$S_k - S_n = \Delta S_{\text{тр, р}} + \Delta S_{\text{нт, р}} + \Delta S_{\text{б, р}} + \Delta S_{\text{тр, оз}} + \Delta S_{\text{нт, оз}} + \Delta S_{\text{б, оз}}, \quad (1),$$

де: S_n, S_k – питомий теплозапас у воді вхідного (нижній б'єф верхньої ГЕС) і замикаючого (верхній б'єф нижньої ГЕС) створів водосховища, Дж/м³; $\Delta S_{mp, p}$ – зміна питомого теплозапасу за рахунок теплообміну водних мас основного русла річкової ділянки з навколишнім середовищем, Дж/м³; $\Delta S_{nt, p}$ – те саме придаткової (нетранзитної) мережі; $\Delta S_{\delta, p}$ – те саме бокового притоку на річковій ділянці; $\Delta S_{mp, оз}$ – те саме транзитної зони озерної ділянки; $\Delta S_{nt, оз}$ – те саме нетранзитної зони озерної ділянки; $\Delta S_{\delta, оз}$ – те саме бокового притоку на озерній ділянці.

Розрахунок зміни питомого теплозапасу водних мас $\Delta S_{mp, p}$ транзитної зони річкової ділянки водосховища виконується наступним чином:

$$\Delta S_{mp, p} = \frac{\tau_p \cdot W_{mp, p}}{W_p} (S_{mp, p, R} + S_{mp, p, LE} + S_{mp, p, P} + S_{mp, p, дно} + S_{mp, p, дис.} + S_{mp, p, био} + S_{mp, p, зр. в.} + S_{mp, p, оп.} + S_{mp, p, антр.}) \quad (2),$$

де: τ_p – термін перебування (час добігання) води на річковій транзитній ділянці водосховища, доба; W_p – добовий об'єм стоку води, що надходить до ділянки і дорівнює сумі скидів ГЕС, бокового притоку $W_{\delta, p}$ та притоку з придаткової (нетранзитної) мережі $W_{nt, p}$, м³/доба; $W_{mp, p}$ – частина стоку на ділянці, яка проходить в основному руслі ($W_{mp, p} = W_p - W_{nt, p}$), м³/доба; $S_{mp, p, R}$ – радіаційний теплообмін в транзитній зоні річкової ділянки Дж/м³; $S_{mp, p, LE}$ – теплообмін при випаровуванні та конденсації води на цій же ділянці, Дж/м³; $S_{mp, p, P}$ – турбулентний теплообмін з атмосферою за рахунок конвекції там же, Дж/м³; $S_{mp, p, дно}$ – теплообмін між водою та ґрунтом дна, Дж/м³; $S_{mp, p, дис.}$ – тепло, що утворюється за рахунок переходу механічної енергії потоку в теплову, Дж/м³; $S_{mp, p, био}$ – тепло, що утворюється внаслідок біологічних та біохімічних процесів, Дж/м³; $S_{mp, p, зр. в.}$ – теплообмін з ґрунтовими водами, Дж/м³; $S_{mp, p, оп.}$ – тепло, що потрапляє на ділянку разом з опадами, Дж/м³; $S_{mp, p, антр.}$ – тепло, що надходить в результаті антропогенного навантаження, Дж/м³.

За формулою, аналогічною (2), розраховується зміна питомого теплозапасу нетранзитної зони річкової ділянки $\Delta S_{nt, p}$.

Вплив бокового притоку $\Delta S_{\delta, p}$ на зміну теплозапасу водних мас за час їх переміщення по водосховищу визначається відповідно:

$$\Delta S_{\delta, p} = \frac{\tau_p \cdot W_{\delta, p}}{W_p} (S_{\delta, p} - S_n) \quad (3),$$

де: $W_{\delta, p}$ – об'єм води бокового притоку, ($S_{\delta, p} - S_n$) – різниця значень величин питомого теплозапасу на даній ділянці та в основному руслі.

Так само, як у формулах (2) і (3), вираховуються інші складові загального теплозапасу всього водосховища.

Висновки

Дослідження теплового режиму Канівського водосховища, як однієї з найбільш проточних водойм Дніпровського каскаду, вказало на необхідність врахування гідродинамічних факторів при моделюванні його теплозапасу. В якості вихідної інформації пропонується урахувувати такі динамічні характеристики водойми, як транзитний стік, водообмін між транзитними і нетранзитними зонами окремо на річковій і озерній ділянках.

1. Вольцингер Н.Е. Основные океанологические задачи теории мелкой воды / Вольцингер Н.Е., Пясковский Р.В. – Л.: Гидрометеиздат, 1968. – 299 с.
2. Лукашенко Н.С. Теоретичні передумови оцінки динаміки теплозапасу на річкових ділянках каскадних водосховищ / Н.С. Лукашенко // Наук. записки Терноп. держ. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Спецвипуск: Гідроекологія. – 2005. – № 3 (26). – С. 262–264.
3. Лукашенко Н.С. Моделювання динаміки теплозапасу Канівського водосховища як засіб оцінки температурних умов функціонування його екосистеми / Н.С. Лукашенко // Наук. записки Терноп. держ. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Спец. вип.: Оцінка екологічного стану водойм та адаптація гідробіонтів). – 2008. – № 3 (37). – С. 92–95.
4. Тимченко В.М. Еколого-гідродинамічне районування каскадних долинних водосховищ / Тимченко В.М., Тимченко О.В. // Гідрологія, гідрохімія, гідроекологія: Четверта Всеукр. наук. конф., 29 вер.–2 жовт. 2009 р.: матеріали – Луганськ : вид-во СХУ ім. В. Даля, 2009. – С. 193–195.
5. Фельзенбаум А.И. Теоретические основы и методы расчета установившихся морских течений / А.И. Фельзенбаум. – АН СССР, Ин-т океанологии. – М.: Изд-во Академии наук СССР, 1960. – 126 с.
6. Lin Shino-Kung. Multidimensional numerical modeling of estuaries and coastal seas/ Lin Shino-Kung, Leedertse I.I. // Adv. Hydrosoci., 1978. – Vol. 11. – P. 76–88.

Н.С. Вандюк

Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

**ОПРЕДЕЛЕНИЕ ТЕПЛОЗАПАСА КАНЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА С УЧЕТОМ
ВНУТРЕННИХ ВОДООБМЕННЫХ ПРОЦЕССОВ**

Предложено моделирование теплозапаса Каневского водохранилища с учетом гидродинамических факторов. В алгоритм оценки динамики запаса тепла внесены изменения, учитывающие транзитный сток и водообмен между транзитными и нетранзитными зонами отдельно на речном и озерном участках.

Ключевые слова: транзитная и нетранзитная зоны, Каневское водохранилище, удельный теплозапас

N.S.Vandiuk

Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

**THE ESTIMATION OF KANEV RESERVOIR THERMAL STOCK IN CONSIDERATION OF
INTERNAL WATER MASSES EXCHANGE**

The Kanev reservoir thermal stock modeling has been offered in consideration of hydrodynamic factors. The modified approach of thermal stock estimation allows for transit run-off and water exchange between transit and non-transit zones for river and lake parts of the reservoir separately.

Key words: transit and non-transit zones, the Kanev reservoir, specific thermal stock

УДК 628.315.23

Г.І. ВАСЕНКОВ, Т.П. ВАСИЛЮК, І.П. БУДНІК

Житомирський національний агроекологічний університет

вул. Старий бульвар, 7, Житомир 10008, Україна

**ОЧИЩЕННЯ СТИЧНИХ ВОД СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКОГО
ПОХОДЖЕННЯ ЗА УЧАСТЮ *EICHORNIA CRASSIPES***

Стаття присвячена вивченню біологічного очищення з використанням гідробіонтів виду *Eichornia crassipes*, дослідженню цієї технології для визначення оптимальних показників роботи та удосконаленню способу очищення. У статті наведене теоретичне узагальнення і нове вирішення наукової проблеми, що полягає у відсутності ефективної та екологічно виправданої технології очищення стічних вод. Наведені результати спостережень за екологічними особливостями рослин виду *E. crassipes*, оцінена можливість культивування їх для очистки стічних вод, Отримані дані щодо впливу на ефект очистки стічних вод.

Ключові слова: ейхорнія, забруднення, фітомаса, вода

Багаторічні спостереження за динамікою якості поверхневих вод виявляють тенденцію до збільшення кількості створів з високим рівнем забрудненості (більше 10 ГДК) і випадків екстремально високого вмісту (понад 100 ГДК) забруднювачів у водних об'єктах [5]. Близько 1/3 забруднювачів вноситься у водойми з поверхневим і зливовим стоком з сільськогосподарських об'єктів і угідь, особливо в періоди весняного паводку. У зв'язку з цим проводиться гіперхлорування води, що небезпечно для здоров'я населення. Негативно впливають на водне середовище і організми токсичні синтетичні речовини. Вміст цих сполук в стічних водах, як правило, складає 5–15 мг/дм³ при ГДК – 0,1 мг/дм³. Ці речовини можуть утворювати у водоймах піну вже за концентрації 1–2 мг/дм³. Найбільш поширеними забруднюючими речовинами в поверхневих водах є феноли, сполуки міді, цинку, а в окремих регіонах країни – амонійний і нітрітний азот, лігнін, ксантогенати, анілін, формальдегід тощо. Забруднення водного середовища відбувається також у результаті прямого внесення отрутохімікатів, що стікає з поверхні оброблених сільськогосподарських угідь. Поряд з ними стоки містять значну кількість залишків добрив. Великі об'єми органічних сполук азоту і фосфору потрапляють з стоками тваринницьких ферм, а також з каналізаційними стоками. Підвищення концентрації поживних речовин в ґрунті приводить до порушення біологічної рівноваги у водоймах.

Сучасний рівень очищення стічних вод такий, що навіть у біологічно очищених водах вміст нітратів і фосфатів достатній для інтенсивної евтрифікації водоймищ. Скидання неочищених каналізаційних стоків у водоймища не лише створює небезпеку інфекційних захворювань, але і може стати причиною зниження вмісту розчиненого у воді кисню. Органічні речовини стоків охоче поїдуються редуцентами і детритофагами, які поглинають кисень в процесі дихання. Коли детриту надлишок, ці організми споживають розчинений кисень швидше, ніж він поповнює систему, і його вміст зменшується. В анаеробних умовах пригнічується життєдіяльність риб, молюсків і ракоподібних. Крім того, виснаження запасів розчиненого кисню може збільшити небезпеку розвитку патогенних мікроорганізмів.

Існуючі споруди водоочищення недосконалі в технічній частині і, як наслідок, – недостатньо очищують стічні води. Підвищення ефективності очищення стічних вод на основі застосування нових технологій набуває актуальності. Останніми роками одними з найновіших у сфері очищення стічних вод є екологічні методи, що полягають у застосуванні на ставках–відстійниках біологічного способу очищення вод з використанням вищої водної рослинності (ВВР) [1–4, 6, 7]. Відомо багато рослин, які очищують воду в болотах, ставках і озерах [5]. Однією з них є тропічна водна рослина ейхорнія, яка володіє властивостями “біофільтру” і може застосовуватися для очищення стічних вод господарських об’єктів [6, 7].

Матеріал і методи досліджень

Визначались такі показники якості води: БСК₅, ХСК, вміст розчиненого кисню, азоту амонійного, нітритів, нітратів, фосфатів, сульфатів, заліза, хлоридів, завислих речовин, поверхнево-активних речовин за арбітражними методиками визначення якісних показників води. Під час проведення досліджень у роботі використовувався загальний стік, що надходить з тваринницької ферми та поверхневий стік з полів, що знаходяться під сільськогосподарським користуванням.

Результати досліджень та їх обговорення

У період вегетації *E. crassipes* видаляє з розчину численні інгредієнти. Одним з основних показників у даній технології є динаміка очищення СВ, тобто здатність рослин у визначених умовах (температура стоків і повітря, тривалість дня, концентрація інгредієнтів) з визначеною швидкістю сорбувати забруднювачі. З підвищенням середньодобової температури повітря, а отже і суми активних температур, інтенсивність вилучення інгредієнтів з водного розчину зростає. Сума активних температур визначали протягом 7-ми діб.

Рослини *E. crassipes* упродовж одного місяця адаптували до попередньо очищених СВ концентрацією 300 мг О₂/дм³, 500, 800, 1500, 2000 мг О₂/дм³ за ХСК.

Таблиця 1

Характеристика СВ очищених за концентрації *E. crassipes* 12 г/дм³

Показник	Параметри стоку	12 г/дм ³	
		Абсолютні величини	Ефект очищення, %
Запах	Сірководню	Немає	–
pH	7,5±0,19	8,1±0,21	–
Розчинений кисень, мгО ₂ /дм ³	Немає	2,5	–
Твердість, ммоль-екв/дм ³	9,3±0,8	7,9±0,8	–
БСК ₅ , мгО ₂ /дм ³	1598±12	484,3±12	69,7±6,1
ХСК, мгО ₂ /дм ³	1980±22	588,06±14	70,3±6,5
Азот амонійний, мг/дм ³	8±0,4	1,2±0,5	85,0±7,4
Азот нітритний, мг/дм ³	2±0,2	–	–
Азот нітратний, мг/дм ³	1,9±0,2	–	–
Фосфати, мг/дм ³	2,6±0,3	0,6±0,02	76,9±7,2
Сульфати, мг/дм ³	169±6	84,3±5	50,1±5,0
Залізо, мг/дм ³	2,4±0,06	0,5±0,05	80,1±7,1
Хлориди, мг/дм ³	305±5	207,1±15	32,1±2,1
Завислі речовини, мг/дм ³	3745±25	932,5±12	75,1±6,9
Сухий залишок, мг/дм ³	4850±10	528,6±13	89,1±7,2

Початковий вміст рослин становив 6 г/дм³ в розрахунку на суху речовину і протягом двох тижнів не змінився. До кінця місяця вміст *E. crassipes* зріс до 12 г/дм³. Рослини стали більшими, мали інтенсивне забарвлення, розвинену кореневу систему.

Для виявлення можливості застосування ейхорнії для очищення СВ процес проводили в періодичному режимі впродовж 120 год.

Стоки спочатку мали характерний запах гниття, який зник уже через 24 год. після початку експерименту, стічні води характеризувались невисоким значенням ХСК – 588,06±14 мгО₂/дм³ (ступінь очищення 70,3±6,5%) та БСК₅ – 484,3±12 мгО₂/дм³ (ступінь очищення 69,7±6,1%). Мінералізація води була 528,6±13 мг/дм³, а ефект очистки сягнув 89,1±7,2%. Концентрація фосфатів знизилась до 0,6±0,02 мг/дм³ (ступінь очищення 76,9±7,2%). Концентрація амонійного азоту знизилась до 1,2±0,5 мг/дм³ (ефект очищення 85,0±7,4%). Концентрація хлоридів знизилась до 207,1±15 мг/дм³ (ефект очищення 32,1±2,1%). Концентрація сульфатів зменшилась наполовину – до 84,3±5 мг/дм³ (ефект очистки – 50,1±5,0 %), загальна твердість знизилась на 1,4 ммоль-екв/дм³. Значення показників якості доочищеної води при концентрації біомаси рослин 12 г/дм³ за сухою речовиною цілком задовільні для скидання її в сплавну каналізацію міста.

Висновки

1. Застосування на ставках–відстійниках біологічного способу очищення стічних вод є ефективним щодо більшості розчинених сполук у широкому діапазоні концентрацій.
2. Досліджувана рослина *E. crassipes* успішно акліматизована. У зоні Полісся період вегетації ейхорнії може тривати від 4 до 7 місяців. Найактивніша вегетація рослин відбувалася у відстійниках.
3. Значення показників якості доочищеної води при концентрації біомаси рослин 12 г/дм³ за сухою речовиною цілком задовільні для скидання в сплавну каналізацію міста.

1. Василюк Т.П. Використання *Eichornia crassipes* для очистки стічних вод різного походження / Т.П. Василюк // Вода: проблеми і шляхи вирішення: мат. другої наук.-практ. конф. 20 лист. 2007. – Житомир, 2007. – С. 104–109.
2. Василюк Т.П. Біологічне очищення стічних вод різного походження / Т.П. Василюк, І.П. Буднік, Г.І. Васенков // Сучасні проблеми екології та геотехнологій: мат. V Міжн. наук. конф. студентів, магістрів та аспірантів. 19–22 бер. 2008. – Житомир, 2008. – С. 91–92.
3. Василюк Т.П. Очищення побутових стоків на рослинному біофільтрі з використанням рослин виду *Eichornia crassipes* / Т.П. Василюк, Г.І. Васенков, І.П. Буднік // Наука. Молодь. Екологія: мат. IV наук.-практ. конф. студентів, аспірантів та молодих вчених. 22–23 травня, 2008. – Житомир, 2008. – С. 194–198.
4. Жизнь растений: в 6-ти т. – Т. 6. Цветковые растения / под ред. А.Л. Тахтаджяна. – М.: Просвещение, 1982. – 543 с.
5. Романенко В.Д. Основы гидроэкологии / В.Д. Романенко. – К.: Генеза, 2004. – 664 с.
6. Grady P. Biological Wastewater: Treatment, Theory, and Applications / P.L. Grady, Jr., C. P. Lim, H.L. Grady [et. al.]. — New York: Marcel Dekker, 1980. – 871 p.
7. Luesk G.W. A growing interest in wastewater plants/ G.W. Luesk // Waste Age. – 1990. – № 6. – P. 87–92.

Г.І. Васенков, Т.П. Василюк, І.П. Буднік

Житомирський національний агроекологічний університет, Україна

ОЧИСТКА СТОЧНЫХ ВОД СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННОГО ПРОИСХОЖДЕНИЯ ПРИ УЧАСТИИ *EICHORNIA CRASSIPES*

Статья посвящена изучению биологической очистки с использованием гидробионтов вида *Eichornia crassipes*, исследованию этой технологии для определения оптимальных показателей работы и усовершенствованию способа очистки. В статье наведено теоретическое обобщение и новое решение научной проблемы, которая состоит в отсутствии эффективной и экологически оправданной технологии очистки сточных вод. Приведены результаты наблюдений за экологическими особенностями растений вида *E. crassipes*, оценена возможность их культивирования для очистки сточных вод. Получены данные касательно влияния их на процесс очистки.

Ключевые слова: сточные воды, *Eichornia crassipes*, биологическая очистка

Vasenkov G.I., Vasylyuk T.P., Budnik I.P.

Zhytomyr Agroecological National University, Ukraine

THE PURIFICATION OF SEWAGE OF AGRICULTURAL ORIGIN WITH *EICHORNIA CRASSIPES*

The thesis covers the research related to the biological purification with the use of *Eichornia crassipes* genus hydrobionts, as well as to studying this technology for determining the optimal indices of work and

improving the purification technique. The thesis presents the theoretical generalization and a new way of solving the scientific problem which lies in the absence of the efficient and ecologically justified technology of the sewage purification. The research was aimed at substantiating an efficient technology of the sewage purification. Determines the optimal condition for keeping and reproducing the plant under the condition of the artificial climate and real purification structures. The data related to the effects on the sewage purification efficiency are obtained.

Key words: sewage, highest aquatic plant, *Eichornia crassipes*, biological purification

УДК 581. 543.2: 526(477.74)

Т.В. ВАСИЛЬЕВА¹, С.Г. КОВАЛЕНКО¹, М.М. ДЖУРТУБАЕВ¹, И.И. РАДИОНОВ²

¹Одесский национальный университет им. И.И. Мечникова

Шампанский переулок, 2, Одесса 65058, Украина

²Измаильский морской торговый порт

ул. Почтовая, 7, Измаил 68600, Украина

МОНИТОРИНГ ФЛОРЫ ПРИДУНАЙСКИХ ОЗЁР В ВЕСЕННЕЙ ПЕРИОД

Выявлены особенности видового состава растений весенней (апрельской) флоры, собранных в течение 2007–2010 гг. на одних и тех же участках прибрежной зоны пяти придунайских озёр: Ялпуга, Кугурлуй, Кагула, Котлабуха, Китай. Выделены самые распространённые виды.

Ключевые слова: флора, придунайские озёра, мониторинг

Видовой состав флоры является показателем определённых экологических условий и степени антропогенного воздействия на биоту. Район придунайских озёр уникален и самобытен. Его флору изучали многие исследователи, начиная с XVIII века. Поэтому можно составить представление об изменении состава флоры под действием различных факторов, в том числе и антропогенного.

Поэтому целью наших исследований было изучение цветковых растений, которые распространены по берегам придунайских озёр в весеннее время.

Материал и методы исследований

Исследовали придунайские озёра, расположенные в Одесской области, образуют крупнейший озёрный район Украины [4] Самые крупные пресноводные озера региона: Ялпуг, площадью около 149 км², Кагул, Котлабух, Китай (табл. 1).

Таблица 1

Морфометрические характеристики придунайских озёр по [9]

Название озера	Площадь, км ²		Длина, км	Ширина, км
	водосбора	зеркала		
Ялпуг	4300	149	38,0	7,0
Кагул	941	90,0	25,0	8,0
Кугурлуй	4430	82,0	20,0	10,0
Картал	57	16,0	6,0	3,6
Китай	1410	60,0	25,0	3,0
Котлабух	1290	68,0	21,0	6,0

Общая площадь озёр составляет около 450 км².

Растения собирались в одних и тех же точках на побережьях пяти придунайских озёр во второй декаде апреля в 2007–2010 гг.

Результаты исследований и их обсуждение

Придунайские озёра вследствие значительных общей площади и объёма воды являются мощным природным фактором, во многом определяющим экологическую обстановку в Придунавье, условия произрастания растений (влажность воздуха и почвы и т.д.). Сооружение во второй половине XX века системы дамб сильно уменьшило связь озёр с Дунаем. Это привело к заметным изменениям озёрных экосистем [3]. В частности, отмечается медленное увеличение солёности воды, что меняет

условия водного питания прибрежных растений. Всё более обычным становится засоление почв, что хорошо заметно, например, на озере Китай.

Озёрная флора и фауна вместе с травянистыми цветковыми растениями, растущими по берегам озёр, образуют биотическую составляющую экосистем. Флористическое богатство – один из признаков благополучия таких экосистем.

Флора южной Бессарабии представляет собой исторически сложившийся комплекс видов [2]. Общее количество травянистых цветковых растений, произрастающих в береговой зоне озёр, велико. Так, Т.В. Васильевой [1] на берегах озера Кугурлуй в летнее время было идентифицировано 133 вида из 91 рода, 49 семейств, а озера Кагул – 125 видов из 99 родов и 48 семейств цветковых растений. Береговая зона, а также озёрная литораль (прибрежное мелководье) обычно испытывают на себе неблагоприятное антропогенное влияние. Список растений ведущих семейств такой:

Asteraceae

Anthemis ruthenica M.Bieb.
Artemisia absinthium L.
Artemisia vulgaris L.
Senecio vernalis Waldst.et Kit.
Taraxacum erythrospermum
Taraxacum officinale Webb. ex Wigg.
Tripleurospermum inodorum (L.) Sch. Bip

Boraginaceae

Heliotropium ellipticum L.
Lappula barbata (M/ Bieb/) Garcke.
Lycopsis orientalis L.
Myosotis micrantha Pall.ex Lehm.

Brassicaceae

Alyssum minutum Schlecht.et DC.
Capsella bursa-pastoris (L.) Medik.
Cardaria draba (L.) Desv.
Chorispora tenella (Pall.) DC.
Descurainia sophii (L.) Webb. et Prantl.
Erophila verna (L.) Bess
Erysimum repandum
Lepidium perfoliatum L.
Sisymbrium loeselii L.
Sisymbrium orientale L.
Thlaspi arvense L.

Caryophyllaceae

Arenaria serpilifolia L.
Cerastium perfoliatum L.
Holosteum umbellatum L.
Stellaria media (L.) Vill.

Lamiaceae

Lamium amplexicaule L.
Lamium purpureum L.
Lycopus europaeus L.
Mentha aquatica L.

Систематический спектр собранных растений представлен в табл. 2.

Таблица 2

Систематический спектр растений, собранных на побережьях озёр

Год	2007			2008			2009			2010		
Название озера	количество											
	В	Р	С	В	Р	С	В	Р	С	В	Р	С
Ялпуг	11	9	8	19	16	9	12	12	5	10	8	8
Китай	21	20	10	21	20	10	6	6	4	11	11	5
Кагул	9	8	6	3	3	3	5	4	3	8	8	6
Котлабух	7	7	4	16	15	11	11	9	6	7	7	5
Кугурлуй	8	8	4	5	5	4	1	1	1	4	4	4
Всего	31	29	15	35	29	14	27	24	9	24	19	9

Примечания: В – виды; Р – роды; С – семейства.

В 2007 г. на побережьях всех озер был собран 31 вид цветковых растений из 29 родов и 15 семейств (табл. 2). Наибольшим количеством видов отличались семейства *Brassicaceae* (7 видов из 7 родов), *Asteraceae* (5 в. 4 р.), *Caryophyllaceae* и *Lamiaceae* (по 3 в., 3 рода).

К массовым видам, которые встречались на побережьях всех озер, принадлежат: *Taraxacum officinale*, *Capsella bursa-pastoris*, *Phragmites australis*. На побережьях трех озер росли: *Taraxacum erythrospermum*, *Cardaria draba*, *Erodium cicutarium*. Только на двух озерах находили *Senecio vernalis*, *Chorispora tenella*, *Lepidium perfoliatum*, *Euphorbia seguierana*, *Medicago minima*, *Lamium amplexicaule*, *Veronica persica*.

Несколько отличается состав флоры, собранной в 2008 году. В апреле в районе исследований собрано 35 видов наземных цветковых растений из 29 родов и 14 семейств (табл. 2).

Как и в предыдущем году, наибольшее количество видов приходится на семейство *Brassicaceae* (11 видов, 10 родов). Далее располагаются *Boraginaceae* (4 в. 3 р.), *Caryophyllaceae* (3 в., 3р.), *Scrophulariaceae* (3 в., 1 р.), *Asteraceae* та *Lamiaceae* (по 2 в., 2 р.), *Euphorbiaceae* (2 в. из 1 р.).

Среди массовых видов, которые встречались на побережьях всех озер, отмечены снова: *Taraxacum officinale*, *Phragmites australis*, а также *Senecio vernalis*. На побережьях трех озер росли: *Lamium purpureum*, *Cardaria draba*, *Erodium cicutarium*. Только на двух озерах находили *Chorispora tenella*, *Lepidium perfoliatum*, *Medicago minima*, *Lamium amplexicaule*, *Veronica persica*, *Alyssum minutum*.

В 2009 г. По количеству собранных видов вновь доминирует сем. *Brassicaceae* (8 видов, 7 родов). Далее располагаются *Asteraceae* (7 в. 6 р.), *Caryophyllaceae* (3 в. 3р.), *Scrophulariaceae* (3 в. 2 р.), *Lamiaceae* и *Boraginaceae* (по 2 в., 2 р.), *Euphorbiaceae* (2 в. из 1 р.).

В 2010 г. сохранилось доминирование сем. *Brassicaceae* (8 видов, 8 родов). Далее располагаются *Asteraceae* (4 в. 3 р.), *Caryophyllaceae* (2 в. 2 р.), *Scrophulariaceae* (2 в. 1 р.), *Lamiaceae* и *Boraginaceae* (по 2 в., 2 р.), *Euphorbiaceae* (1 в. из 1 р.). Встречаются четыре вида, которые являются массовыми на побережьях всех озер: *Taraxacum officinale*, *Capsella bursa-pastoris*, *Erodium cicutarium*, *Phragmites australis*. *Taraxacum officinale* Wigg. aggr. (*Asteraceae*) – апофит, поликарпик, мезофит, гелиофит. *Capsella bursa-pastoris* (L.) Medik. (*Brassicaceae*) – археофит неясного происхождения, эфекофит, однолетник, ксеромезофит, гелиофит. *Erodium cicutarium* (L.) L'Her. (*Geraniaceae*) – апофит, однолетник, ксеромезофит, гелиофит. *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. (*Poaceae*) – поликарпик, рипариоаквант, гигрофит, гелиосциофит.

Выводы

Таким образом, в разные годы, весной, в апреле появляется различное количество цветковых растений. Среди весенних растений по количеству видов выделяется семейство *Brassicaceae*, которое в дальнейшем уступает первое место семейству *Asteraceae*, представленному наибольшим количеством видов в летне-осенний период не только на побережьях озер, но и в регионе в целом [1, 2].

1. Васильева Т. В. Ландшафти Бессарабії: 3. Флора Придунайських озер / Т.В. Васильева // Вісник Одеськ. нац. ун-ту. – 2002. – Т. 7, вип. 1. Біологія. – С. 32–40.
2. Васильева Т.В. Конспект флори Південної Бессарабії / Васильева Т.В., Коваленко С.Г. – Одеса: Видавінформ, 2003. – 250 с.
3. Владимірова К.С. Фізико-географічний очерк Придунайських лиманів / Владимірова К.С., Зеров К.К. // Дунай і придунайські водоеми в межах СРСР. Тр. ін-та гідробіології. – 1961. – № 36. – С. 185–193.
4. Джуртубаєв М.М. Моллюски придунайських озер Ялпуг і Кугурлуй / М.М. Джуртубаєв, Н.І. Беленкова, В.В. Заморов // Причорноморськ. екол. бюл. – 2006. – № 3–4. – С. 243–251.
5. Дубина Д.В. Плавні Причорномор'я / Дубина Д.В., Шеляг-Сосонко Ю.Р. – К.: Наук. думка, 1989. – 272 с.
6. Катанська В.М. Висока водна рослинність континентальних водоемів СРСР. Методи вивчення / В.М. Катанська. – Л.: Наука, 1981. – 187 с.
7. Макрофіти – індикатори змін природної середовища. – К.: Наук. думка, 1993. – 433 с.
8. Определитель высших растений Украины. – К.: Наук. думка, 1989. – 548 с.
9. Швєбс Г.І. Каталог річок і водойм України / Швєбс Г.І., Егошин М.І. – Одеса: Астропринт, 2003. – 389 с.

Т.В. Васильєва¹, С.Г. Коваленко¹, М.М. Джуртубаєв¹, І.І. Радіонов²

¹Одеський національний університет ім. І.І. Мечникова, Україна

²Ізмайльський морський торговий порт, Україна

МОНІТОРИНГ ВЕСНЯНОЇ ФЛОРИ УЗБЕРЕЖЖЯ ПРИДУНАЙСЬКИХ ОЗЕР

Виявлені особливості видового складу рослин весняної (квітневої) флори, зібраних протягом 2007–2010 рр на ділянках прибережної зони придунайських озер: Ялпуг, Кугурлуй, Кагул, Котлабух, Китай. Виділені найпоширеніші види.

Ключові слова: флора, придунайські озера, моніторинг

T.V.Vasylyeva¹, S.G.Kovalenko¹, M.M.Dzhurtubaev¹, I.I.Radionov²

¹ Odesa National University named after I. I. Mechnikov, Ukraine

² Izmail marine port, Ukraine

MONITORING OF DANUBIAN LAKES COAST SPRING FLORA

The features of specific composition of plants are educed by a spring (April) flora, collected during 2007–2010 on the the same areas of off-shore area of five Danubian lakes: Yalpug, Kugurluy, Kagul, Kotlabuch, Kitay. The most widespread species are distinguished.

Key words: flora, Danubian lakes, monitoring

УДК 574.5(262.54)

О.Б. ВАСИЛЬКІВСЬКА, Л.М. ЗУБ, Н.М. БАРИЦЕВСЬКА, М.М. ВОВЧЕНКО

Інститут зоології ім. І.І. Шмальгаузена НАН України

вул. Б. Хмельницького, 15, Київ, 01601, Україна

ДЕЯКІ ОСОБЛИВОСТІ СУЧАСНОГО ГІДРОБІОЛОГІЧНОГО РЕЖИМУ ПОНИЗЗЯ р. БЕРДА

Досліджено деякі компоненти гідрохімічного та гідробіологічного режиму пониззя р. Берди (макрофіти, зоопланктон, макрозообентос) та дана оцінка антропогенного впливу на них.

Ключові слова: малі річки, гідробіологічний режим, р. Берда

У другій половині ХХ ст. внаслідок гідробудівництва, посилення беззворотнього водовикористання, повсюдного порушення природної структури водозбірних площ, забруднення водотоків промисловими та побутовими стоками відбулися корінні зміни в екосистемах малих річок Азовського басейну. Господарська діяльність позначилася на гідрологічному та гідрохімічному режимах водотоків та призвела до нестабільної екологічної ситуації і зміни біотичного різноманіття, насамперед в екосистемах лиманно-гирлових ділянок малих річок. Понизова ділянка р. Берди зазнала у регіоні чи не найбільших перетворень: повністю порушена система заплавних водойм у межах колишнього Бердянського лиману, змінена гідрографічна структура естуарію, відбулася перебудова і спрощення видової структури угруповань гідробіонтів [1, 2].

Метою цієї роботи стало вивчення сучасного гідрохімічного режиму та біотичного різноманіття окремих компонентів гідроекосистеми та оцінка антропогенного впливу на гідробіологічний режим пониззя р. Берди.

Матеріал і методи досліджень

Протягом липня-серпня 2006–2008 років проведено комплексні дослідження гідробіологічного режиму пониззя р. Берди (досліджували угруповання макрофітів, зоопланктону та макрозообентосу) на відрізку від села Осипенко до місця впадання в море, а також водойм понизової ділянки заплави (залишкові водойми колишнього Бердянського лиману). Гідрохімічні та гідробіологічні проби відбиралися на 16 розрізах. Робота виконувалася за загальноприйнятими методиками. Усього було відібрано та оброблено 32 проби зоопланктону, 48 проб зообентосу, 32 гідрохімічних проби.

Результати досліджень та їх обговорення

За гідрохімічним складом (табл. 1) вода понизової ділянки р. Берда належить до сульфатного класу, кількість іонів сульфату перевищує 2 г/л. Показник загальної мінералізації перевищує 4 г/дм³. Загальна жорсткість води досить висока – 33,0–35,0 мг-екв/дм³. Кисневий режим в цілому сприятливий (вище 90% насичення). Концентрація нітратів та нітритів не перевищує норми (відповідно 0,3–0,6 дм³ та 0,02–0,03 мг/дм³) за винятком ділянки ріки біля с. Старопетрівка, де концентрація NO₃⁻ сягала 4 мг/дм³, а NO₂⁻ – до 0,12 мг/дм³. Такі значення вмісту нітратів та нітрів пов'язані з скидами стічних вод з діючої агроферми «Росія». Вода р. Берда належить до вод з високою перманганатною окислюваністю (біля 30 мг/дм³). Величини біохімічного споживання кисню (БСК₅) у більшості випадків знаходилась в межах санітарної норми, максимальні величини не перебільшували 6,5 мгО₂/дм³. Найбільшу концентрацію СО₂ спостерігали в районі с. Осипенко, що пояснюється відносною мілководністю та присутністю великої кількості водяної рослинності.

Макрофіти. Угрупування вищої водяної рослинності, які наприкінці минулого століття зазнали значної трансформації внаслідок меліоративних робіт, що проводилися в пониззі р. Берди, нині представлені типовими для заплави малих річок регіону комплексами, проте видовий склад угруповань надзвичайно збіднений, представлений 9 видами. Зарості повітряно-водних макрофітів сформовані монодомінантними угрупованнями *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud, зрідка трапляються ценози *Bolboschoenus maritimus* (L.) Palla, *Schoenoplectus triquetus* (L.) Palla та *Typha angustifolia* L. Гідрофіти представлені ценозами *Potamogeton pectinatus* L. Окремими дрібними плямами траплявся *P. perfoliatus* L. На приморських ділянках естуарію домінують угруповання *Zannichellia major* Boenn. ex Reichenb. Плеса заплавних водойм заростали угрупованнями *Ceratophyllum demersum* L. та *C. submersum* L.

Таблиця 1

Хімічний склад води пониззя р. Берда (серпень 2007 р.)

Показники	Біля с. Осипенко	Біля с. Старо- петрівка	Заплавна водойма	Естуарій
О ₂ , мг/дм ³	10,08	9,6	3,2	8,2
О ₂ , % насичення	125	99	37	93
СО ₂ , мг/дм ³	18,5	17,3	104	15,8
БСК ₅ , мг О ₂ /дм ³	3,83	4,2	4,1	4,3
ПО, мг О ₂ /дм ³	23,1	29,2	48,0	25,6
NH ₄ ⁺ , мг N/дм ³	0,7	0,5	1,1	0,3
NO ₃ ⁻ , мг/дм ³	0,69	3,9	0,30	0,29
NO ₂ ⁻ , мг/дм ³	0,066	0,12	0,018	0,014
PO ₄ ³⁻ , мг/дм ³	0,047	0,054	0,080	0,086
Загальна жорсткість мг-екв/дм ³	33,1	34,2	36,5	35,0
Ca ²⁺ , мг/дм ³	308,6	378,3	166	1429
Mg ²⁺ , мг/дм ³	206,7	237	343	241
Na ⁺ +K ⁺ , мг/дм ³	716,3	976,4	2093	1109
HCO ₃ ⁻ , мг/дм ³	247	234	427	220
SO ₄ ²⁻ , мг/дм ³	2315	2110	544	1270
Cl ⁻ , мг/дм ³	312	467	3588	1748
Сума іонів, мг/дм ³	4106	4403	7162	6016

Зоопланктон. У пробах, відібраних в пониззі р. Берди, зареєстровано 26 видів безхребетних (Rotatoria – 8 видів, 4 роди; Cladocera – 13 видів, 9 родів; Copepoda – 7 видів, 5 родів) (табл. 2). Фауністичний склад обмежений, подібний в гирлі річки, її руслі та у заплавних водоймах. Розподіл зоопланктону мав мозаїчний характер, присутні як типово реофільні форми, так і лімнофільні. Абсолютна більшість видів зоопланктону, що спостерігалися, належить до прісноводних ширококорозповсюджених видів (домінували: *Ceriodaphnia reticulata*, *Scapholeberis mucronata*, *Scapholeberis aurita*, *Alona reticulata*, *Simocephalus expiansus*, *Mesocyclops leuckarti*, *Acanthocyclops vernalis*). Тільки в зоні безпосереднього контакту річкових водних мас з морем формуються

ПРІСНОВОДНА ГІДРОБІОЛОГІЯ

комплекси, в яких домінують евригалінні види чорноморського походження (розвинений монодомінантний комплекс *Acartia claus* із відносно високою чисельністю).

Таблиця 2

Видовий склад зоопланктону пониззя р. Берда

Види	Біля с. Осипенко	Біля с. Старо-петрівка	Заплавна водойма	Естуарій
Rotatoria				
<i>Brachionus quadridentatus brevispinus</i>		+	+	
<i>B. q. Quadridentatus</i>	+			
<i>B. plicatilis</i>	+			
<i>B. urceus urceus</i>	+	+	+	
<i>Euchlanis dilatata</i>	+	+	+	+
<i>E. deflexa</i>	+	+	+	
<i>Lepadella sp.</i>	+			
Cladocera				
<i>Chydorus sphaericus</i>	+	+		
<i>Alona rectangula</i>	+	+	+	+
<i>Rhynchotalona rostrata</i>	+	+	+	
<i>Moina dubia</i>		+		
<i>Simocephalus expinosus</i>			+	
<i>S. vetulus</i>	+		+	+
<i>Ceriodaphnia laticaudata</i>	+			
<i>C. quadrangularis</i>	+			
<i>C. reticulata</i>	+	+	+	
<i>Scapholeberis mucronata</i>		+	+	
<i>S. aurita</i>		+	+	
<i>Ilyocryptus sordidus</i>		+		
<i>Pleuroxus aduncus</i>		+		
Copepoda				
<i>Eucyclops serrulatus</i>	+	+	+	
<i>Mesocyclops leuckarti</i>		+	+	
<i>M. crassus</i>	+			
<i>Acanthocyclops vernalis</i>				
<i>A. viridis</i>			+	
<i>Acartia tonsa</i>				+

Просторовий розподіл зоопланктону мав особливості: на руслі від с. Осипенко майже до самого гирла зоопланктон був у пригніченому стані, бо його чисельність була вкрай низькою. На ділянці, до якої входить гирло річки, заплавні водойми, що мають зв'язок з річкою, та естуарій, чисельність зоопланктону була досить значною – 1,5–2 тис. екз/100 мг/дм³. Здеградованість зоопланктону, очевидно, обумовлена органічним забруднення річки, наслідки якого фіксувались навіть органолептично під час відбору проб.

Макрозообентос. Протягом досліджень у пробах відзначено 53 види макрозообентосу: *Oligochaeta* – 12 видів, *Mollusca* – 4, *Mysidacea* – 4, *Amphipoda* – 4, *Chironomidae* – 20, інші групи – 9 (табл. 3). Прісноводний компонент фауни найбагатший і представлений масовими евритопними видами олігохет-тубіфіцид (*Limnodrilus hoffmeisteri*, *L. claparedeanus*, *Ilyodrilus hoffmanni*, *Tubifex tubifex*), личинок хірономід (*Chironomus plumosus*, *Polypedillum nubeculosum*, *Cryptochironomus ex gr. camptolabis*, *Cryptochironomus ex gr. pararostratus*), легеневи́х молюсків (*Anodonta piscinalis*, *Anisus spirobilis*, *Galba palustris*). Солонуватоводний понтичний комплекс представлений, зазвичай, мізидами (*Mesomysis kowalewskyi*, *Limnomysis benedeni*) та амфіподами (*Dikerogammarus haemobaphes fluviatilis*, *Dikerogammarus villosus*, *Pontogammarus maoticus*, *Pontogammarus robustoides*). Невелика кількість видів складає морський середземноморський комплекс: ізопода *Idothea baltica basteri* та мізида *Mesomysis slabberi*. Величини розвитку бентосу складали, в середньому, 7,4 г/м², домінували хірономіди, друге місце займали олігохети.

Видовий склад макрозообентосу пониззя р. Берда

Види	Біля с. Оси-пенко	Біля с. Старо-петрівка	Заплавна водойма	Естуарій
Oligochaeta				
<i>Limnodrilus hofmeisteri</i> Clap.	+			+
<i>Limnodrilus claparedeanus</i> Ratz.			+	+
<i>Limnodrilus hofmeisteri f. parva</i> South.			+	+
<i>Limnodrilus udekemianus</i> Clap.		+	+	
<i>Ilyodrilus hammoniensis</i> Mich.				+
<i>Tubifex tubifex</i> Müll.			+	+
<i>Tubifex sminovi</i> Last.			+	+
<i>Aeolosoma hemprichi</i> Ehrb.				+
<i>Dero obtuse</i> D'Udeken				+
<i>Nais elinguis</i> Müll.				+
<i>Isochaetides michaelsoni</i> (Lastockin)				+
<i>Stilaria lacustris</i> Linnareus				+
Mollusca				
<i>Anisus spirorbis</i> (L.)				+
<i>Galba palustris</i> Müll.				+
<i>Unio pictorum</i> (L.)				+
<i>Anodonta piscinalis</i> Nilsson				+
Mysidacea				
<i>Limnomysis benedeni</i> (Czeniavsky)	+			
<i>Paramysis kroyeri</i> (Czeniavsky)	+			
<i>Mesomysis kowalewskyi</i> (Czeniavsky)	+	+		
<i>Mesomysis slabberi</i> (van Beneden)	+			
Isopoda				
<i>Asellus aquaticus</i> (L.)				+
<i>Idothea baltica basteri</i> Audouin	+	+		
Amphipoda				
<i>Dikerogammarus villosus</i> Sowinskyi	+	+		
<i>Dikerogammarus haemobaphes fluviatilis</i> Mart.	+			
<i>Pontogammarus maoticus</i> (Sowinskyi)	+	+		
<i>Pontogammarus robustoides</i> (Grimm)		+		
Decapoda				
<i>Astacus leptodactylus</i> Eschscholtz				+
Collembola				
<i>Podura aquatica</i> Linne			+	
Odonata				
<i>Platycnemis pennipes</i> (Pallas)				+
Ephemeroptera				
<i>Caenis horaris</i> (Linne)				+
<i>Cloeon dipterum</i> Linne			+	
Coleoptera				
<i>Hygrotus inaequalis</i> (Fabr)			+	
Trichoptera				
<i>Hydropsyche ornatula</i> McLachl.				+
Chironomidae				
<i>Cryptochironomus ex gr. camptolabis</i> Kieff.			+	+
<i>Cryptochironomus ex gr. conjugens</i> Kieff.			+	+
<i>Cryptochironomus ex gr. defectus</i> Kieff.	+		+	+
<i>Cryptochironomus ex gr. pararostratus</i> Lenz.			+	+
<i>Cryptochironomus ex gr. viridulus</i> F.				+
<i>Glyptotendipes gripekoveni</i> Kieff.			+	

ПРИСНОВОДНА ГІДРОБІОЛОГІЯ

Продовження таблиці 3				
<i>Chironomus plumosus</i> Linne	+	+	+	+
<i>Chironomus f. l. reductus</i> Lipina		+	+	
<i>Chironomus salinaris</i> Kieff.	+	+		
<i>Limnochironomus nervosus</i> Staeg.			+	+
<i>Polypedilum ex gr. convictum</i> Walk.				
<i>Polypedilum brevipennatum</i> Tshern.				+
<i>Polypedilum nubeculosum</i> Mgn.				+
<i>Eukiefferiella hospital</i> Edw.			+	
<i>Orthocladus saxicola</i> Kieff.			+	
<i>Cricotopus silvestris</i> Fabr.	+			
<i>Cricotopus algarum</i> Kieff.			+	+
<i>Psectrocladius psilopterus</i> Kieff.			+	
<i>Pelopia villipennis</i> Kieff.				+
<i>Procladius ferrugineus</i> Kieff.				+

Висновки

Сучасні дослідження гідрохімічного та гідробіологічного режиму пониззя р. Берда та порівняння їх з такими кінця XX ст. свідчать про тенденцію до поступового відновлення природного стану екосистеми естуарію. Відмічено покращення гідрохімічних показників води та збільшення біотичного і біогеографічного різноманіття гідрофауни.

1. Поліщук В.В. Гідрофауна річок Північного Приазов'я та біогеографічні особливості Приазовської височини / В.В. Поліщук // Зб. наук. праць «Малі водойми України та питання їх охорони». – К.: Наук. думка, 1980. – С. 46–82.
2. Сучасний стан естуаріїв річок Українського Приазов'я з метою розробки рекомендацій щодо їх покращення // Звіт з наукової роботи Національного Екоцентру України. – К., 1993. – 86 с.

О.Б. Васильковская, Л.М. Зуб, Н.М. Барщевская, М.М. Вовченко

Институт зоологии им. И.И. Шмальгаузена НАН Украины

НЕКОТОРЫЕ ОСОБЕННОСТИ СОВРЕМЕННОГО ГИДРОБИОЛОГИЧЕСКОГО РЕЖИМА НИЗОВЬЯ Р. БЕРДА

Исследованы особенности современного гидрохимического и гидробиологического режима низовья р. Берды (макрофиты, зоопланктон, макрозообентос) и дана оценка антропогенного влияния на них.

Ключевые слова: малые реки, гидробиологический режим, р. Берда

O.B. Vasil'kovskaya, L.M. Zub, N.M. Barshchevskaya, M.M. Vovchenko

I.I. Schmalhausen Institute of Zoology of NAS of Ukraine, Kyiv

SOME FEATURES OF MODERN HYDROBIOLOGICAL MODE OF LOWER REACHES R. BERDA

The contemporary state of some hydrochemical and hydrobiological components of the Berda regime estuary has been studied. The species variety of macrophytes, animal plankton is being characterized. The assessment of the anthropological influence at contemporary state of biotic variety is given.

Key words: small rivers, hydrobiological mode, r. Berda

УДК [(574;586+594):574.63](282.03)

Ю.М. ВОЛІКОВ

Інститут гідробіології НАН України
пр-т. Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна

МАКРОЗООПЕРИФІТОН ДЕЯКИХ РІЗНОТИПНИХ ВОДОЙМ М. КИЇВА

Досліджено екологічні угруповання макрозооперифітону у п'яти різнотипних водоймах м. Києва. Визначені біорізноманітність та кількісні характеристики цих угруповань. Здійснено сапробіологічну оцінку якості води водойм з використанням різних методів.

Ключові слова: макрозооперифітон, біорізноманітність, екологічний стан

В м. Києві знаходяться більше 430 водних об'єктів [1]. Вони використовуються по-різному, однак одна з найважливіших їх функцій – рекреаційна. Для забезпечення повноцінного функціонування таких водойм необхідно насамперед здійснити оцінку їх екологічного стану, що безпосередньо пов'язаний з станом угруповань водних організмів.

Оскільки однією з складових біоти будь-якої водної екосистеми є макрофауна обростань (макрозооперифітон), метою роботи визначено вивчення видового багатства, різноманітності та оцінка параметрів кількісного розвитку макрозооперифітону п'яти київських водойм. Окремим завданням було проведення аналізу органічного забруднення води з використанням видів-індикаторів сапробності.

Матеріал і методи досліджень

Дослідження проведені за матеріалами зборів вегетаційного сезону 2006 року (квітень, червень, жовтень) на п'яти київських водоймах: оз. Сонячне (Харківський р-н), оз. Берізка (Дарницький р-н, Гідропарк), ставків №№ 13, 14, 15 (Оболонський р-н). Озеро Берізка за походженням є заплавною водоймою р. Дніпро, яке не має прямого гідравлічного зв'язку з рікою, оз. Сонячне з великими глибинами (до 14 м) оточене піщаними пляжами, що активно використовуються в рекреаційних цілях. Група штучних ставків, розташованих в урочищі Кінь-Грусть, утворює своєрідний каскадний комплекс. Водойми мають зовнішній притік і одностороннє сполучання між собою.

Збір безхребетних проводили методом змиву з субстратів, а також шкребок з площі 0,01 м². Всі проби фіксували 4% розчином формальдегіду і опрацьовували в лабораторних умовах за стандартними методиками.

Оцінка стану угруповань макрозооперифітону виконана з використанням структурних показників (таксономічний склад, чисельність та біомаса), інформаційного індексу Шеннона, індексу Сімпсона та показника вирівненості. Ступінь розвитку макрофауни обростань визначали згідно методики О.П. Оксіюк і співавт. [3]. Аналіз спільності таксономічного складу проведений за допомогою індексу Чекановського-Серенсена. Рівень органічного забруднення водойм визначався за методами Пантле-Букк, Зелінка-Марвана та індексу Гуднайта-Уїтлея.

Результати досліджень та їх обговорення

Загальна кількість видів макробезхребетних перифітону, зареєстрованих на досліджених водоймах, налічувала 93 таксономічні одиниці, які входили до складу 19 систематичних груп вищих рангів. Серед інших видовим багатством відрізнялася макрофауна оз. Берізка. Тут виявлено 59 таксонів, представників 16 груп. Найбіднішим виявився перифітон оз. Сонячне, в якому знайдено 27 видів безхребетних обростань, представників 9 таксономічних груп. Найрізноманітніше серед макрозооперифітону були представлені личинки комарів-дзвінців (Chironomidae) – 33 види. Протягом всього періоду досліджень за показником зустрічуваності домінували банальні види: *Cricotopus silvestris* Fabricius, *Dikrotenidipes nervosus* (Staeger) та *Nais barbata* O.F.Muller. Крім того, було виявлено 19 видів малошетинкових черв'яків (Oligochaeta), 12 – черевоногих молюсків (Gastropoda), 5 – одноденок (Ephemeroptera), 4 – личинок волохокрильців (Trichoptera), 3 – п'явок (Hirudinea), по 2 види рівноногих ракоподібних (Isopoda), мохуваток (Briozoa), жуків (Coleoptera) та клопів (Hemiptera), по 1 таксону бокоплавів (Gammaridae), мух метеличних та левинок (Diptera). До виду не визначались гідроїдні поліпи (Hydrozoa), кліщі (Acariformes), павуки (Acarina) та личинки мокреців (Ceratopogonidae).

На основі визначення проведений аналіз спільності таксономічного складу (індекс Чекановського-Серенсена). Результати аналізу свідчать, що в кожний з сезонів таксономічний склад більшості озер мав свої специфічні риси і досить динамічно змінювався. Разом з тим, за загальносезонними даними у більшості водойм показник спільності видового складу перевищував 50%-ний рівень.

Дослідження макробезхребетних обростань проводилися на різних типах твердих субстратів. Навесні у більшості водойм угруповання мали рівень спільності видового складу вищий 50%, але на однакових субстратах у різних озерах цей показник був нижчий від значимого. Можна зробити висновок, що значення для розвитку макрозооперифітону має не лише тип субстрату, а й характер водойми. На нашу думку, саме весняні угруповання є типовими для більшості з досліджених водних об'єктів і мають індикаторне значення, тому що після зимового відбору залишається існувати той склад безхребетних, якому це дозволяють умови середовища, тобто стан самої водойми.

Корисним у фауністичному аналізі виявився частковий випадок індексу Смирнова – показник „оригінальності” видового складу (t_{xx}). Біологічний зміст цього показника такий: його значення тим більше, чим більша кількість видів, присутня тільки у даному угрупованні і, відповідно, відсутня в інших. Значення 1 інтерпретується як середнє. Аналіз загальносезонних даних свідчить, що значення показника оригінальності вище середнього має оз. Берізка ($t_{xx} = 1,14$) та ставок №13 ($t_{xx} = 1,12$). Разом з тим, оцінка вище середньої не завжди дозволяє дійти однозначного висновку. Відносно велике значення оригінальності оз. Берізка свідчить про задовільний стан екосистеми озера, підтвердженням чому є найбільші серед п'яти досліджених водойм середні значення показників різноманітності (індекс Шеннона – 3,12, індекс Сімпсона – 0,82, показник вирівненості – 0,76). У випадку ставка №13 оригінальність має показник вище середнього, що, навпаки, свідчить про незадовільний стан угруповань обростань, бо сапробіологічні оцінки за методами Пантле-Букк та Зелінка-Марвана влітку та восени тут були найнижчими серед досліджених водойм і знаходилися в межах α' -мезосапробної зони.

В кожному з трьох досліджених ставків, що утворюють своєрідний каскадний комплекс, функціонування та склад угруповань макрозооперифітону мають певні особливості. Так, можна стверджувати, що у ставку №13 існує достатньо стабільне у часі, водночас досить специфічне, угруповання макробезхребетних перифітону. Підтвердженням цьому є несподівані знахідки, поруч з типовими перифітонними видами *P. nais* (Oligochaeta), *Cricotopus silvestris Fabricius* (Chironomidae), *Nigrobaetis niger* (Linne) (Ephemeroptera) та ін., видів-індикаторів підвищеної сапробності, які мешкають, як правило, в донних біоценозах – личинки комарів-дзвінців з родів *Chironomus* та *Procladius*. Ці види були знайдені на різних типах твердих субстратів, включно і на вертикально розташованому бетонному облицюванні водойми.

Загалом, протягом часу досліджень угруповання макрозоообростань ставку №13 характеризувалося вузьким діапазоном коливань значень чисельності і біомаси (0,79–2,76 тис. екз/м², 1,71–2,15 г/м²), що свідчить про їх відносну функціональну стабільність, хоча і на низькому рівні.

Кількісні показники угруповань макробезхребетних ставків №14 та №15 мали значно ширший діапазон коливань. За формою ставок №14 подібний до ставка №13, але більший за розмірами, розташований на нижчому рівні і має з ним односторонній зв'язок. Протягом періоду досліджень значення чисельності та біомаси тут фіксували в межах 0,08–5,24 тис. екз/м² та 9,5–318,91 г/м² відповідно.

Угруповання ставка №15, найбільшого і розташованого нижче, також характеризувалися широким діапазоном значень кількісних показників, але на вищому рівні (11,75–48,80 тис. екз/м², 15,2–801,07 г/м²).

Згідно аналізу сапробіологічного стану з використанням кількісного методу Пантле-Букк та методу Зелінка-Марвана на переважній більшості досліджених водних об'єктів рівень органічного забруднення відповідав β' -мезосапробній зоні (значення показників сапробності коливались в межах від 2,18 до 2,54). Виняток становили значення, отримані за даними літнього та осіннього сезонів для ставка №13, що відповідають α' -мезосапробній зоні. Такий самий результат за методом Пантле-Букк був отриманий для оз. Сонячного восени.

Щодо розрахунків за індексом Гуднайта-Уітлея, то порівняно з першими двома використаними методами, у більшості випадків отримано суттєво вищі якісні оцінки сапробіологічної ситуації.

Висновки

Згідно результатів досліджень 15 озер (2004–2006 рр.), розташованих в межах м. Києва, з використанням кількісних характеристик та показників біорізноманіття бентосних та фітофільних угруповань здійснено оцінку екологічного стану та зроблена спроба визначення „референтних характеристик водних об'єктів” [2]. Недостатня кількість і якість даних про сучасний стан біоти озер м. Києва поки не дозволяють здійснити повну оцінку їх екологічного статусу. Однак, для більшості досліджених водних об'єктів за структурними показниками макрофауни він визначається категорією „задовільний”. При цьому констатуємо відсутність водойм з „відмінним” і „дуже поганим” екологічним статусом. Оцінка за макрофауною дозволила визначити ставки № 13 і № 14, а також оз. Сонячне, як водойми з „поганим”, оз. Берізка та став № 15 з „задовільним” та „добрим” відповідно екологічним станом. Лише став № 15 за станом угруповань макрозооперифітону характеризується як „задовільний”.

1. Арсан О.М. Гідроекологічні проблеми водойм Києва / О.М. Арсан, М.С. Щепець, Ю.М. Ситник // Наук. зап. Терноп. держ. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Сер.: Біологія. Спецвипуск: Гідроекологія. – 2001. – № 3 (14). – С. 22–23.
2. Биоиндикация экологического состояния водоемов в черте г. Киева / В.Д. Романенко, А.В. Ляшенко, С.А. Афанасьев [и др.] // Гидробиол. журн. – 2010. – Т. 46, № 2. – С. 3–24.
3. Оценка состояния водных объектов Украины по гидробиологическим показателям: бентос, перифитон и зоофитос / О.П. Окснюк, Л.Н. Зимбалева, А.А. Протасов [и др.] // Гидробиол. журн. – 1994. – Т. 30, № 4. – С. 31–35.

Ю.М. Воликов

Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

МАКРОЗООПЕРИФИТОН НЕКОТОРЫХ РАЗНОТИПНЫХ ВОДОЕМОВ Г. КИЕВА

Исследованы экологические сообщества макрозооперифитона пяти разнотипных водоемов г. Киева. Определены биоразнообразие и количественные характеристики этих сообществ. Выполнена сапробиологическая оценка качества воды с использованием разных методов.

Ключевые слова: макрозооперифитон, биоразнообразие, экологическое состояние

Yu.M. Volikov

Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

MAKROZOOOPERIPHYTON OF FIVE DIFFERENT WATER BODIES IN KYIV

The ecological communities of makrozooperiphyton of five different water bodies in Kyiv were investigated. The biodiversity and quantitative characteristics of these communities were identified. The saprobiological assessment of the water quality using different methods was carried out.

Key words: makrozooperiphyton, biodiversity, ecological state

УДК (577.34:597) (28)(477)

О.М. ВОЛКОВА, В.В. БЕЛЯЄВ, О.Л. ЗАРУБІН, В.А. КОСТЮК, О.О. ПАРХОМЕНКО,
С.П. ПРИШЛЯК

Інститут гідробіології НАН України

пр-т Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210, Україна

Інститут ядерних досліджень НАН України

пр-т Науки, 47, Київ 03680, Україна

ФОРМУВАННЯ ДОЗОВИХ НАВАНТАЖЕНЬ НА РИБ ВОДОЙМИ-ОХОЛОДЖУВАЧА ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ АЕС

Вивчали формування поглинутої дози опромінення для риб водойми-охолоджувача Чорнобильської АЕС. Враховували особливості міграційної поведінки риб та просторовий розподіл радіонуклідів на площі дна. Встановлено, що середня поглинена за рік доза опромінення риб різних видів складала від 31 мГр/рік до 125 мГр/рік.

Ключові слова: риби, поглинута доза, водойма-охолоджувач, ^{137}Cs

Вплив іонізуючого випромінювання на природні біологічні системи є важливою проблемою радіобіології. Нині значна увага приділяється розробці регулюючих нормативів для захисту навколишнього середовища від ефектів хронічного опромінення, зокрема, сформульована кількісна шкала співвідношень “потужність дози – ефекти” для риб північних і помірних широт [7]. У природних екосистемах в багатьох випадках складно визначити чітку залежність “доза – ефект”. Особливо це актуально для прісноводних водойм, де виникає ряд проблем з визначенням дозових навантажень на організми рухливих форм гідробіонтів. Насамперед, це стосується представників іхтіофауни, оскільки риби різних видів відрізняються за характером вертикального розподілу у водних масах, поведінкою під час нагулу і міграцій.

Метою роботи була оцінка впливу міграційної поведінки риб різних видів водойми-охолоджувача Чорнобильської АЕС (ВО) на формування поглиненої дози опромінення.

Матеріал і методи досліджень

У роботі використані літературні [6, 7, 9] і власні дані про вміст радіонуклідів у водних масах, донних відкладах і статевозрілих особинах промислових видів риб ВО за період 2001–2004 рр. Об'єктами досліджень були: плітка звичайна – *Rutilus rutilus* L.; плоскирка – *Blicca bjoerkna* L.; лящ звичайний – *Abramis brama* L.; карась сріблястий – *Carassius auratus gibelio* (Bloch.), товстолоб звичайний, білий – *Hypophthalmichthys molitrix* Valenciennes; сом звичайний – *Silurus glanis* L.; щука звичайна – *Esox lucius* L.; судак звичайний – *Stizostedion lucioperca* L.; окунь річковий – *Perca fluviatilis fluviatilis* L. Особливості поведінки риб визначали згідно [1, 4, 5]. Дозові навантаження від інкорпорованих ^{90}Sr та ^{137}Cs розраховували згідно [2]. Для розрахунку дозових навантажень на організм риб від зовнішнього опромінення використовувалися дозові коефіцієнти [8], враховуючи тільки гамма-випромінювання радіонуклідів. Дозу внутрішнього опромінення визначали, виходячи з середньорічного вмісту радіонуклідів в організмі риб, зовнішнього опромінення від води – з середньорічної концентрації радіонуклідів у воді.

Результати досліджень та їх обговорення

Радіонукліди, що надійшли до ВО, розподілилися по площі дна нерівномірно, тому дозу опромінення риб від донних відкладів можна розрахувати за формулою:

$$D = \sum_k \sum_l g_k P_l t_{kl}, \quad k=1, l; i=1, n, \quad (1)$$

де: P_l – потужність дози на поверхні донних відкладів різних ділянок водойми, мкГр/доба; g_k – виправлення на геометричні умови опромінення риб, що враховує і поглинання в шарі води (геометричний фактор); t_{kl} – час знаходження риб в зоні впливу донних відкладів на різних ділянках при геометричному факторі g_k , доба; l – кількість періодів з різними значеннями g_k ; n – кількість ділянок водойми з різною потужністю дози опромінення на поверхні донних відкладів.

У випадку, коли пошарову стратифікацію радіонуклідного забруднення донних відкладів можна представити в наближенні нескінченної геометрії, потужність дози на поверхні донних відкладів розраховується за формулою [3]:

$$P = 0,5 \sum_{\text{sed}(i)} K_{d(i)(\gamma)}, \quad i=1, n, \quad (2)$$

де: $C_{\text{sed}(i)}$ – концентрація i – радіонукліда в донних відкладах, Бк/кг природної вологості; $K_{d(i)(\gamma)}$ – дозовий коефіцієнт i – радіонукліда, (Гр/сут)/(Бк/кг).

Отже, величина поглиненої дози залежить від міграційної поведінки риб, що обумовлює геометричний фактор (g_k) та від часу опромінення за певних умов (t_k). Ми обмежилися найбільш тривалими за часом періодами річного життєвого циклу риб – нагулу та зимівлі, а також врахували вплив несприятливих метеорологічних факторів (штормів, злив, вітру тощо.), на які реагують риби. Крім того, визначили чотири умовних рівні розташування риб відносно донних відкладів: 1-й – занурення у донні відклади; 2-й – знаходження на поверхні донних відкладів; 3-й – на відстані близько 50 см від дна; 4-й – на відстані більше, ніж 50 см від дна. Нині дозу опромінення риб від дна формує ^{137}Cs , тому величину (g_k) розраховували саме для цього радіонукліда на підставі [3]. Для занурених у донні відклади риб доза опромінення відповідає дозі, що створюється гамма-випромінюванням в об'ємі донних відкладів. На поверхні донних відкладів геометричний коефіцієнт, прийнятий рівним 0,5, на 3-ому рівні – 0,05, на 4-ому – 0.

Для уніфікації розрахунків види риб можна згрупувати у 8 тимчасових угруповань (табл. 1).

Таблиця 1

Видовий склад тимчасових екологічних угруповань риб

Рівні	Період нагулу	Період несприятливих умов	Період зимівлі
1	×	×	В(1): карась
2	А(2): карась, лящ, плоскирка, плітка, сом	Б(2): карась, щука, лящ, плітка, сом, окунь, товстолоб, судак	В(2): лящ, плоскирка, плітка, сом
3	А(3): щука, окунь	×	В(3): щука, окунь
4	А(4): товстолоб, судак	×	В(4): товстолоб, судак

Примітки: – × для обраних референтних видів угруповання не утвориться; А(і), Б(і), В(і) – екологічні угруповання.

Виходячи з особливостей поведінки риб упродовж року, розраховували час перебування кожного з розглянутих видів у складі окремих угруповань. Це дозволило з урахуванням параметрів (g_k) та (t_k) вивести коефіцієнти вертикального розподілу (K_v) (табл. 2).

Таблиця 2

Коефіцієнти вертикального розподілу (K_v) для риб ВО

Види риб	Періоди		
	А	Б	В
Карась	0,14	0,15	0,66
Сом	0,29	0,20	0,33
Лящ, плітка, плоскирка	0,14	0,15	0,33
Окунь, щука	0,02	0,2	0,03
Судак, товстолоб	0,00	0,15	0,00

У більшості водойм найбільше забруднені ^{137}Cs донні відклади глибоководних ділянок, тобто зимувальних ям і акваторій, в яких риби знаходяться під час несприятливих метеорологічних умов. Отже, формула (1) з урахуванням формули (2) і (K_v) набуде вигляду:

$$D = 0,5K_{\text{dos}} [C_a K_{v(A)} + C_b K_{v(B)} + C_v K_{v(V)}] 365 \quad (3)$$

Питома активність ^{137}Cs донних відкладів ВО в місцях нагулу більшості бентосоїдних видів риб 2–40 (в розрахунках прийнято 20 кБк/кг природної вологості). Для глибоководних ділянок, в яких риби знаходяться під час несприятливих метеорологічних умов та зимують, середній вміст ^{137}Cs становив 100 кБк/кг [9]. Отже, потужність дози опромінення риб ВО від донних відкладів складала 20–120 мГр/рік, від інкорпорованих радіонуклідів 4–14 мГр/рік (рис.). Серед досліджених нами видів риб найбільші річні дози характерні для карася, який взимку занурюється у донні відклади, а найменші – для риб, які ведуть переважно пелагічний спосіб життя – судака і товстолоба.

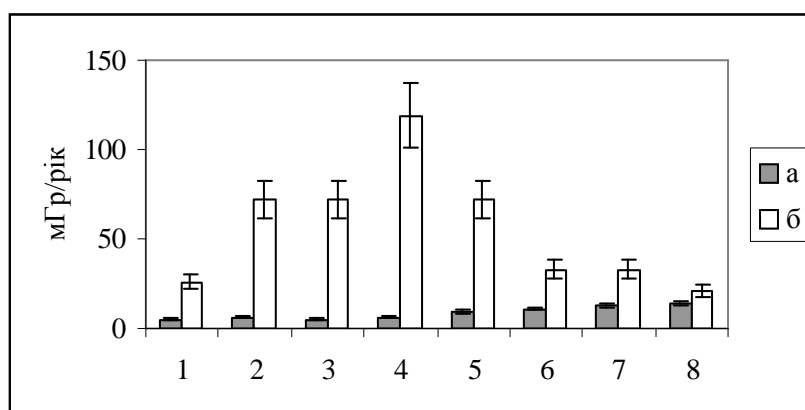


Рис. Потужність дози опромінення риб ВО інкорпорованих радіонуклідів (а) та від донних відкладів (б): 1 – товстолоб; 2 – плоскирка; 3 – плітка; 4 – карась; 5 – сом; 6 – щука; 7 – окунь; 8 – судак

Середньорічний вміст ^{137}Cs у водних масах у 2002–2008 р. не перевищував 3 Бк/л [5], а доза опромінення риб від води не перевищувала 9 мГр/рік.

Висновки

Внесок водних мас у середню сумарну дозу опромінення риб ВО був меншим, ніж 0,1 %, інкорпорованих радіонуклідів – від 5% у карася до 40% у судака. Поглинена за рік доза опромінення риб більш ніж на 50% визначалася донними відкладами. При цьому особливості харчового поведіння і просторового розподілу статевозрілих особин риб у товщі води можуть обумовлюють розходження величин поглиненої за рік дози у 5–6 разів.

1. *Біологічне різноманіття України. Дніпропетровська область. Круглороті (Cyclostomata). Риби (Pisces)* // За ред. О.Є. Пахомова. – Дніпропетровськ: Вид-во Дніпропетр. ун-ту, 2008. – 304 с.
2. *Гродзинский Д. М.* Методика применения радиоактивных изотопов в биологии / Гродзинский Д.М. – К.: Изд-во УАСХН, 1962. – 171 с.
3. *Защита от ионизирующих излучений: В 2 т. Т.1. Физические основы защиты от излучений* / Под ред. Н.Г. Гусева. – М.: Энергоатомиздат, 1989. – 512 с.
4. *Изменчивость рыб пресноводных экосистем* / Под ред. Б.В. Кошелева, Ю.С. Решетникова. – М.: Наука, 1979. – 218 с.
5. *Крышев А.И.* Динамическое моделирование переноса радионуклидов в гидробиоценозах и оценка последствий радиоактивного загрязнения для биоты и человека : автореф. дис. ... докт. биол. наук / А.И. Крышев // НПО «Тайфун». – Обнинск, 2008. – 50 с.
6. *Никольский Г.В.* Экология рыб / Г.В. Никольский. – М.: Высш. школа, 1979. – 368 с.
7. *Радіаційний стан території зони відчуження у 2008 році* / С.І. Кіреєв, Б.О. Годун, Т.І. Нікітіна [та ін.] // Бюлетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. – 2009. – № 1 (33). – С. 3–23.
8. *Савинский А. К.* Спектры ЛПЭ и коэффициент качества инкорпорированных радионуклидов: Справочник / А. К. Савинский, В.И. Попов, В.А. Кулямин. – М.: Энергоатомиздат, 1986. – 144 с.
9. *Nasvit O.* Radioecological Situation in the Cooling Pond of Chernobyl NPP / O. Nasvit // Recent Research Activities about the Chernobyl NPP Accident in Belarus, Ukraine and Russia. – Research Reactor Institute, Kyoto University. – 2002. – P. 74–85

О.М. Волкова, В.В. Беляев, О.Л. Зарубин, В.А. Костюк, О.О. Пархоменко, С.П. Пришляк

Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

Институт ядерных исследований НАН Украины, Киев

ФОРМИРОВАНИЕ ДОЗОВЫХ НАГРУЗОК НА РЫБ ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС

Изучали формирование поглощенной дозы излучения для рыб водоема-охладителя Чернобыльской АЭС. Учитывали особенности миграционного поведения рыб и пространственное распределение радионуклидов по площади дна. Установлено, что средняя поглощенная за год доза облучения рыб разных видов составляет от 31 мГр/год до 125 мГр/год.

Ключевые слова: рыбы, поглощенная доза, водоем-охладитель, ^{137}Cs

О.М. Volkova, V.V. Belyaev, O.L.Zarubin, V.A. Kostyuk, O.O. Parkhomenko, S.P. Prishlyak

Institute hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

Institute nuclear researches of NAS of Ukraine, Kyiv

FORMING of DOSE LOADINGS ON FISHERY of RESERVOIR-COOLER of CHORNOBYL

The formation of absorbed dose for fish from the cooling pond of the Chernobyl NPP was studied. The distinct migratory behavior of fish and the spatial distribution of radionuclides in bottom area was considered. The average value absorbed radiation dose for different species of fish ranged from 31 to 125 mGy/year.

Key words: fishery, eaten up dose, reservoir-cooler, ^{137}Cs

УДК [597.2/5. 639.3]

О.В. ВОЛКОШОВЕЦЬ, Й.В. ГРИБ

Інститут гідробіології НАН України

пр-т Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210, Україна

ФОРМУВАННЯ СКЛАДУ АБОРИГЕННОЇ ІХТІОФАУНИ РУСЛОВИХ ВОДОСХОВИЩ МАЛИХ РІЧОК В МЕЖАХ УРБАНІЗОВАНИХ ТЕРИТОРІЙ

Вивчали видовий склад аборигенної іхтіофауни руслових водосховищ малих річок урбанізованих територій на прикладі Басівкутського водосховища (р. Устя, ліва притока р. Горинь) та Млинівського водосховища (р. Іква, права притока р. Стир) та вплив цих територій на формування іхтіоценозу річок-водоприймачів.

Ключові слова: аборигенна іхтіофауна, видовий склад, урбанізовані території, антропогенне забруднення

У відтворенні аборигенної іхтіофауни руслових водосховищ і збереженні її видового різноманіття важливу роль відіграють поверхня водозбору та екологічний стан малих річок, що формують гідроекологічний режим самих водосховищ. Значення пригирлових та заплавних ділянок приток, які є основними місцями відтворення та нагулу риб, значно зросло, що пов'язано, насамперед, з скороченням у старіючих водосховищах нерестових та нагульних територій через замулення та заростання вищою водною рослинністю.

Аборигенна іхтіофауна руслових водосховищ на річках Устя та Іква зазнає значних негативних змін: відбувається перерозподіл видового складу, змінились його кількісні та якісні характеристики риб. Антропогенній трансформації піддались також руслові водойми малих річок досліджуваного регіону через зростання площ забудови, розвиток інфраструктури і відповідно, умов формування поверхневого стоку. Загальне привнесення біогенних домішок, органічних речовин, завислих та токсичних домішок від стоку урбанізованих територій становить понад 60%.

Досліджувана річково-озерна мережа характерна строкатим складом рибного населення, що найбільше виражається у весняний нерестовий період. Іхтіофауна водойм регіону нині представлена 32 видами риб, що відносяться до 10 родин. З загальної чисельності видів, які населяють водойми басейнів рр. Горинь та Стир, найбільш розповсюджені щука (*Esox lucius*), карась сріблястий (*Carassius auratus gibelio*), окунь (*Perca fluviatilis*), плітка (*Rutilus rutilus*), лящ (*Abramis brama*), краснопірка (*Scardinius erythrophthalmus*) – види, які складають основу спортивно-любительського вилову риби [4]. Види риб з коротким циклом розвитку є найбільш пристосованими до стресових ситуацій біотичного та абіотичного характеру.

В цій роботі наведені результати досліджень аборигенної іхтіофауни малих річок Устя (ліва притока р. Горинь) та Іква (права притока р. Стир) та їх руслових водосховищ у межах впливу урбанізованих територій.

Матеріал і методи досліджень

Іхтіологічні дослідження здійснювали в польових та лабораторних умовах. Визначали видовий склад риб, розмірно-вагові характеристики, вік, стать, стадії зрілості ікри, епізоотичний стан та відповідно розраховували коефіцієнти – вгодованості, великоголовості, прогонистості за традиційними іхтіологічними методиками. Аналізували відповідність нерестового субстрату умовам відтворення основних видів аборигенної іхтіофауни [1, 4]. Порівнювали характеристики інтенсивності росту відібраної молоді риб незабруднених та забруднених ділянок річок [1, 2, 4].

Матеріали збирали протягом 2001–2003 рр. та 2007–2010 рр. в період весняних, літніх та осінніх експедиційних виїздів на досліджувані об'єкти. Для відбору проб виділені характерні станції, що враховували вплив урбанізованих територій на екологічний стан річок та їх руслових водосховищ. Рибу ловили тканиною ставною сіткою (діаметром вічка 20–60 мм), сачком та вудками, а також враховували вилови спортсменів-риболовів.

Основними об'єктами дослідження були: 1) Басівкутське водосховище (загальна площа понад 100 га), розташоване на р. Устя (ліва притока р. Горинь) вище м. Рівне (населення міста близько 280 тис. осіб); 2) Млинівське водосховище, розташоване на р. Іква (права притока р. Стир) в межах мм. Дубно, Млинів (населення міст близько 50 тис. осіб); 3) русловий буферний став – створ в с. Зозів, розташований нижче м. Рівне, в який зливаються через р. Устя недостатньо

очищені стічні та неочищені зливові води від житлово-промислового комплексу (об'єкт з надзвичайно кризовою екологічною ситуацією) [3].

Результати досліджень та їх обговорення

Загальна довжини р. Устя становить 65,7 км, площа водозбору – 755 км², заболоченість території 0,2%, озерність 0,1%. Дослідження проводили на ділянці р. Устя, розташованій нижче м. Здолбунів і вище і нижче м. Рівне. На цьому відрізку річка протікає по заболоченій підтопленням заплаві через замулення русла та підпорі Басівкутським водосховищем (загальна площа понад 100 га). Її заплава у більшості заросла очеретом, бічні канали замулені, прилегла до заплави прибережна смуга розорана, частково заболочена. Існуючий стан використання заплави і водосховища призводить до подальшого заболочування заплави через інтенсивний розвиток вищої водяної рослинності (очерет, рогіз вузьколистий) і підтоплення прилягаючих територій, погіршення рекреаційних, рибовідтворювальних і санітарно-гігієнічних характеристик. Разом з тим Басівкутське водосховище у нижній частині використовується для купання, а по всій акваторії – для спортивно-любительського рибальства, плавання на човнах.

В період контрольних ловів, які проводили у період 2001–2003 рр., іхтіофауна Басівкутського водосховища була представлена чисельними і повністю сформованими різновіковими популяціями ліна, карася сріблястого, ляща, щуки, плітки та окуня.

При оцінюванні стану водосховища за даними сучасних контрольних відловів (2007–2010 рр.) можна стверджувати про зменшення видового складу іхтіофауни Басівкутського водосховища, хоча водойму почали населяти нові промислово-цінні види (судак). Значно зменшилася чисельність популяцій ліна і ляща (залишилися лише особини старших вікових груп 5+, 6+), краснопірки (лише чотириплітки). Причиною цього є погіршення екологічного стану водойми, порушення правил промислового і любительського рибальства, збідніння природної кормової бази через забруднення дна і евтрофікацію водойми та формування несприятливих умов для росту і розвитку промислово-цінних видів риб, поява та збільшення кількості смітної риби, яка є конкурентом у харчуванні основних видів аборигенної іхтіофауни водойми.

З метою підтримання чисельності промислово-цінних видів риб, що зникають, необхідно зменшити антропогенний тиск через покращення утримання приляглих територій та зменшити надходження з поверхні водозбору забруднення, реабілітувати локальні рибовідтворювальні ділянки.

Досліджуване руслове Млинівське водосховище (520 га) створене зарегулюванням русла р. Іква (створ смт. Млинів). На водні живі ресурси водосховища здійснюється постійний антропогенний тиск – скидання недостатньо очищених та зливових вод вище по течії р. Іква з міст Дубно та Млинів. Це негативно впливає на якість води та кормову базу. Дослідження вказують на бідність кормової бази водойми. Так, у верхів'ї та середній течії р. Іква біомаса фітопланктону, зоопланктону і зообентосу нижча від оптимальних величин на порядок і складає 2,4 г/м³, 0,39 г/м³, 0,75 г/м² відповідно. Негативний вплив спричиняє також періодична зміна рівня води, що зумовлено роботою гідроелектростанції. Крім того внаслідок надходження азот- та фосфор-вмісних сполук від недостатньо очищених комунальними стічними водами має місце евтрофікація та масовий розвиток вищої водяної рослинності, явище задухи риби у літній період, особливо у верхів'ї водосховища. Нині заростання водосховища складає близько 50% і цей показник зростає з кожним роком, прибережна мілководна частина замулена, водойма старіє.

Іхтіофауна Млинівського водосховища згідно раніше проведених контрольних ловів представлена такими промислово-цінними видами як лин (*Tinca tinca*), лящ, краснопірка, плітка та щука.

У досліджуваному водосховищі присутні різновікові групи промислового стада плітки, краснопірки та ляща, чисельність яких значно зросла. Популяції щуки, головня, краснопірки, карася сріблястого повністю сформовані і здатні до подальшого відтворення (в достатній кількості є риби у віці 2+, 3+, 4+).

Оцінка цього водного об'єкта у часі показує, що аборигенна іхтіофауна руслового Млинівського водосховища суттєво змінилася. У контрольних ловах трапляються нові види: головень (*Leuciscus cephalus* L.), підуст звичайний (*Chondrostoma nasus* L.), плоскирка (*Blicca bjoerkna* L.). Це свідчить про те, що у водосховищі сформувалися добрі для природного відтворення і існування риб умови як з боку придатної за якістю води, так і необхідної кормової бази, оскільки молодь цих риб тут за своїми розмірами не поступається молоді тих самих видів риб з інших річок. Однак сприятливі умови відтворення часто порушуються через скидання неочищених і не

знешкоджених стічних вод промислових підприємств та комунально-побутових об'єктів міст Дубно та Млинів.

Протягом трьох років відбулася зміна складу іхтіофауни водосховища: з 2001 р. у відлогах відсутня краснопірка, але з'явилися молоді щуки, кількість якої протягом двох років збільшилася майже вдвічі, а в 2007–2008 рр. у контрольних ложах були представники всіх вікових груп.

Русловий став-створ в с. Зозів на р. Устя (нижче м. Рівне) є об'єктом з кризовою екологічною ситуацією. Протягом 20 років після будівництва на р. Устя підпірної греблі глибина ставу перед греблею (4,0 м) нині заповнена муловими відкладами від стоків м. Рівне та зливових вод, що сприяє формуванню островів намулу, заростей вищої водної рослинності та токсичного середовища з високим вмістом нафтопродуктів, фенолів, важких металів, органічних домішок та формування зони аноксії. Для цього створу характерні такі види аборигенної іхтіофауни: тугорослий сріблястий карась, верхівка, тугорослий короп (рідко), практично відсутні реофільні види риб, в місцях виходу джерел забруднення (район цукрозаводу) трапляються плітка та окунь. В останні роки поширився ротан, адаптований до забруднень, зникли поселення лебедя.

Висновки

Результати порівняльного аналізу складу іхтіоценозу досліджених малих річок показали, що повноцінні для відтворення різновікові популяції склалися на умовно непорушених територіях річково-озерної мережі р. Іква (характерними були 15 видів риб, включно 8 промислово-цінних – щука, плітка, лин, плоскирка, лящ, карась сріблястий, окунь звичайний, краснопірка).

Сучасний стан іхтіоценозу річкової мережі урбанізованих територій (річок Устя, Іква та ставу в с. Зозів нижче м. Рівне) кризовий, що вимагає кардинальних рішень у системі “урбанізовані території – малі річки” з метою мінімізації антропогенного тиску.

Відродження аборигенної іхтіофауни Басівкутського водосховища можливе лише за умов реабілітації стану порушеної господарською діяльністю річкової мережі.

1. *Відновна іхтіоекологія (реабілітація аборигенної іхтіофауни природних водоемів України)* / [за ред. Й.В. Гриба, В.В. Сондака]. – Рівне.: Волинські обереги, 2007. – 630 с.
2. *Гриб Й.В.* Відновна гідроекологія порушених річкових та озерних систем (гідрохімія, гідробіологія, гідрологія, управління) / Й.В. Гриб, М.О. Клименко, В.В. Сондак. – Рівне.: Волинські обереги. – 1999. – Т. 1, 2. – 496 с.
3. *Гриб Й.В.* К вопросу восстановления биопродуктивности аборигенной ихтиофауны речной сети правобережных приток р. Прип'ять / Й.В. Гриб, В.В. Сондак, О.В. Волкошовець // Тепловодная аквакультура и биологическая продуктивность водоемов аридного климата / Межд. симп., 16-18 апреля 2007. – Астрахань: Изд-во АГТУ, 2007. – С. 262–264.
4. *Сондак В.В.* Відновна іхтіоекологія природних водоемів Західного Полісся України / В.В. Сондак. – Рівне.: Волинські обереги, 2008. – 296 с.
5. *Фильчагов П.П.* Возрождение малых рек / Фильчагов П.П., Полищук В.В. –К.: Урожай, 1989. –184 с.

О.В. Волошковец, Й.В. Гриб

Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

ФОРМИРОВАНИЕ СОСТАВА АБОРИГЕННОЙ ИХТИОФАУНЫ РУСЛОВЫХ ВОДОХРАНИЛИЩ МАЛЫХ РЕК В ПРЕДЕЛАХ УРБАНИЗИРОВАННЫХ ТЕРРИТОРИЙ

Изучили видовой состав аборигенной ихтиофауны русловых водохранилищ малых рек урбанизированных территорий на примере Басивкутского водохранилища (р. Устя, л. пр. р. Горинь) и Млыновского водохранилища (р. Иква, п. пр. р. Стырь,) а также влияние этих территорий на формирование ихтиоценоза рек-водоприемников.

Ключевые слова: аборигенная ихтиофауна, видовой состав, урбанизированные территории

O.V. Voloshkovets, Yo.V. Hryb

Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

FORMING OF COMPOSITION ABORIGINAL ICHTIOFAUNA RIVER-BED STORAGE POOLS OF THE SMALL RIVERS WITHIN THE LIMITS OF THE URBANIZED TERRITORIES

The species composition of native ichthiofauna of channel reservoirs of small rivers urbanization territories on the example Basivkutsk reservoir (r. Ustya) and Mlyniv reservoir (r. Ikva) as well as their influence on the formation of rivers ichthyocenosis was studied.

Key words: aboriginal ichthiofauna, specific composition, urbanized territories

УДК 574.587(262.5)

Л.В. ВОРОБІЙОВА, І.І. КУЛАКОВА, Л.А. ГАРЛІЦЬКА

Одеська філія Інституту біології південних морів НАН України
вул. Пушкінська, 37, Одеса 65125, Україна

СУЧАСНИЙ СТАН МЕЙОБЕНТОСУ ПЕРЕДГИРЛОВИХ ДІЛЯНОК ДУНАЮ В УМОВАХ БУДІВНИЦТВА СУДНОПЛАВНОГО КАНАЛУ

На узмор'ї Дунаю мейобентос формується під впливом динамічних гідрологічних і гідрохімічних умов. Проведення днопоглиблювальних робіт не чинить істотного впливу на формування показників мейобентосу. Значне його пригнічення спостерігається в зонах дам্পінга ґрунту.

Ключові слова: мейобентос, Дунай, днопоглиблення, дам্পінг ґрунту

У північно-західній частині Чорного моря на якісний та кількісний склад мейобентосу впливають численні антропогенні навантаження, що мають різне походження та інтенсивність [1–4, 6]. Крім евтрофування, промислових та побутових скидів, різного типу хімічних забруднень на прибережні екосистеми впливають різні гідротехнічні роботи. Нині будують судноплавний канал «Дунай–Чорне море».

Метою дослідження було встановлення впливу цих робіт на формування мейобентосного угруповання.

Матеріал і методи досліджень

Матеріал зібраний навесні, влітку та восени 2008 р. з борту НДС «Спрут» за допомогою дночерпака з площею відкриття 0,1 м². Проби промивали крізь систему бентосних сит з вічком 0,1 см та 100 мкм, після чого фіксувалися формальдегідом та фарбувалися в лабораторії “бенгальським рожевим”.

Результати досліджень та їх обговорення

На формування мейобентосу передгирлових ділянок Дунаю вплив сильні придонні течії, тип донних відкладень, температура тощо. У 2008 р. мейобентос передгирлових акваторій Дунаю української частини шельфової зони був представлений 12 групами: Foraminifera, Nematoda, Harpacticoida, Ostracoda, Kinorhyncha, Gastrotricha, Tardigrada, Oligochaeta, Polychaeta, Bivalvia, Gastropoda та Balanus. Протягом року якісний склад мейобентосу змінювався залежно від пори року та від місця відбору матеріалу (зона днопоглиблення, зона дам্পінгу та фонові станції). Крім того, особливості просторового розподілу якісних та кількісних показників мейобентосу обумовлюються відстанню від гирла річки. На станціях, де біля дна є сильна течія, мейобентос якісно бідний. Головно тут присутні нематоди, щільність яких коливалась навесні від 52 тис. екз·м⁻² до 145 тис. екз·м⁻², а восени – від 2,5 тис. екз·м⁻² до 37 тис. екз·м⁻². Крім нематод, значна щільність поселень характерна для гарпактикоїд – від 62,5 тис. екз·м⁻² до 575 тис. екз·м⁻² навесні, та від 0,25 тис. екз·м⁻² до 2,0 тис. екз·м⁻² восени. Серед інших представників можна відзначити лише олігохет, кількість яких була вкрай низькою.

На відстані 5–7 км від гирла Дунаю кількість нематод навесні помітно зростає на різних ділянках узмор'я, восени порівняно з липнем, значно зменшується. Це саме стосується гарпактикоїд. Однак, і в липні, і в жовтні ця зона характеризується більшим різноманіттям мейобентосу. Тут відмічаються ще й форамініфери, кінорінхи, олігохети, поліхети та двостулкові молюски.

Аналіз показників мейобентосу у різних зонах антропогенного впливу показав, що вони значно відрізняються як за різноманіттям, так і за кількістю особин в угрупованні. Так, в червні 2008 р. в зоні днопоглиблення мейобентос представляли 4 групи: Nematoda, Harpacticoida, Gastrotricha, Oligochaeta, у зоні дам্পінгу – лише три: Nematoda, Harpacticoida, Oligochaeta. На фонових станціях були присутні шість груп: Foraminifera, Nematoda, Harpacticoida, Oligochaeta, Polychaeta, Bivalvia. У серпні різноманітність мейобентосу значно збільшилася. У зонах днопоглиблення та фоновій були присутні 8–10 груп, не відмічалися лише Halacaridae, Turbellaria, Gastropoda. В осінню пору в усіх трьох зонах якісний склад мейобентосу був різноманітним (7–8 груп). Середньорічні показники часток нематод у загальній кількості безхребетних тварин складали 55% та 45% відповідно для кожної зони, частка ракоподібних (гарпактикоїди) – 34–35 %.

Гірше становище відмічено на ділянках поблизу гирла Восточного. Тут домінували нематоди, частка яких сягала 79% та 73% відповідно від загальної чисельності організмів. Набагато менша чисельність ракоподібних (10–13%). Низька чисельність форамініфер, а також присутність на досліджених акваторіях молоді макрозообентосу (6% та 8% відповідно) вказує на те, що кормова база для молоді риб є задовільною.

В зоні дам্পінгу середньорічні показники загальної чисельності мейобентосу та його якісна структура свідчать про те, що у цьому районі екологічний стан найбільш важкий. В цій зоні біля 90% загальної чисельності припадає на нематод. Частка молоді молюсків та поліхет надзвичайно низька, середньорічні показники чисельності всього псевдомейобентосу складали лише 0,1 %.

На фонових станціях за середньорічними показниками сформувався мейобентосне угруповання, в якому домінував нематодно-гарпактикоїдний комплекс організмів (рис. 1). Враховуючи те, що частка псевдомейобентосу дорівнювала становила 6% і разом з вище зазначеними групами вони складали 90% загальної кількості організмів, можемо стверджувати, що умови для розвитку мейобентосу і особливо його кормової складової були в цьому районі є сприятливими.

У районі днопоглиблення кількісні показники гарпактикоїд такі як і на фонових станціях, але частка нематод трохи вища – 57%. Разом з тим в районі дам্পінгу показники якісної структури мейобентосу значно відрізняються. Тут майже 90% загальної чисельності мейобентосу припадає на нематод. Частка молоді макрозообентосних організмів, які є найкращими об'єктами для живлення молоді риб, не перевищувала 0,1 %.

Порівняння середньорічних показників загальної біомаси мейобентосу в трьох різних районах показало, що в зоні дам্পінгу вона в 4 рази менша.

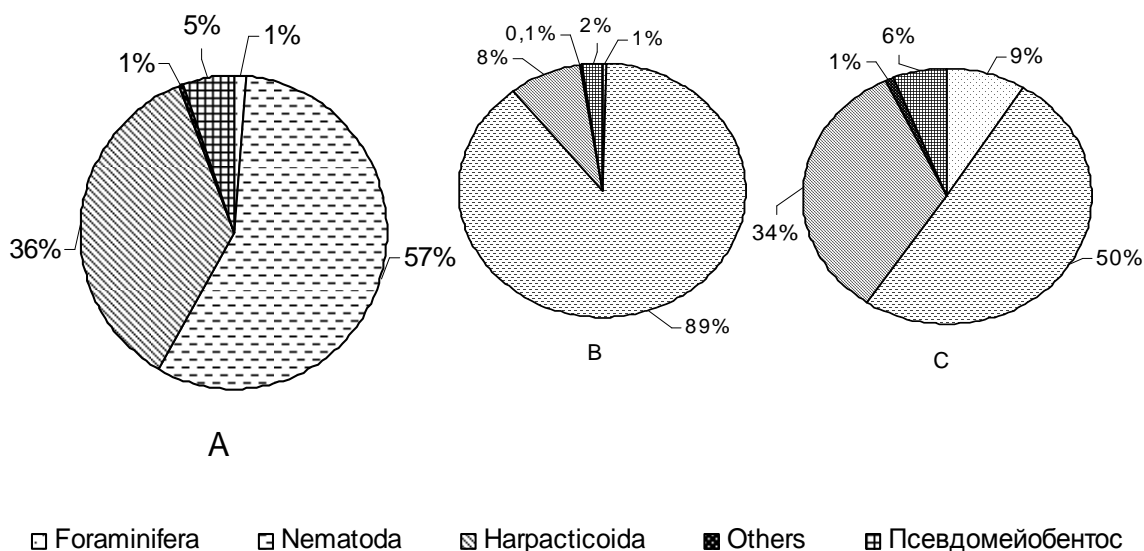


Рис. 1. Співвідношення щільності (екз. \cdot м⁻²) груп мейобентосу в районах днопоглиблення (А), дам্পінгу (В) та на фонових станціях (С)

Загальна чисельність мейобентосу в різні місяці 2008 р. на фонових станціях знижувалася від весни до осені. Така закономірність була характерна для всіх трьох розглянутих нами зон (рис. 2). Крім осені показники чисельності для різних районів значно коливалися, але в районі днопоглиблення та на фонових станціях загальна чисельність мейобентосу була вищою, ніж у зоні дам্পінгу. Слід підкреслити, що у всі пори року біомаса мейобентосу була нижчою також у зоні дам্পінгу.

Показники біомаси свідчать про те, що в зоні дам্পінгу значного розвитку досягали такі представники некормового мейобентосу як круглі черви, які знаходяться в основному у товщі донних відкладень та недоступні для споживання більшістю представників гетеротрофних організмів. Умови для формування мейобентосного угруповання були значно кращими в районах днопоглиблення та фоновому.

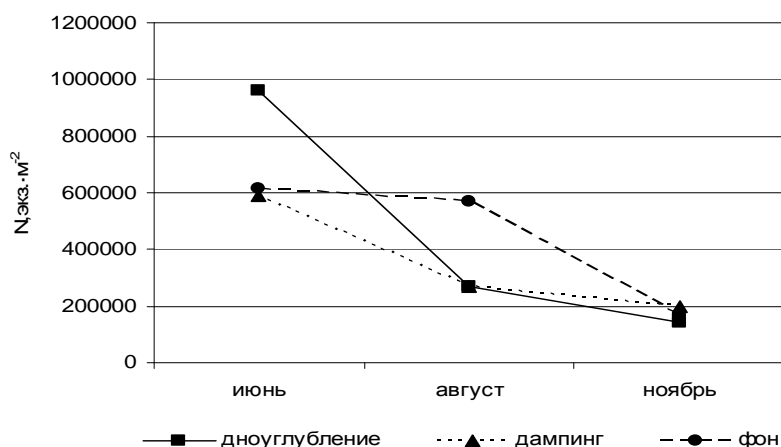


Рис. 2. Сезонна динаміка чисельності мейобентосу у районах днопоглиблення, дам্পінгу та на фонових станціях

Висновки

Порівняльний аналіз показників мейобентосу в районі дам্পінгу ґрунту в 2004–2008 рр. дозволяє зробити припущення, що в останні два роки скидання ґрунту в цю акваторію було значно меншим, ніж у попередні роки. На всіх станціях, розташованих навколо зони дам্পінгу (крім північної) відмічена низька біомаса кормового бентосу. У 2004–2005 рр. скид ґрунту дуже негативно впливав на розвиток донних безхребетних. Чисельність мейобентосу була вкрай низькою. Починаючи з 2007 р. як загальна чисельність, так і загальна біомаса організмів значно зросли. Присутність значної кількості мейобентосних ракоподібних (гарпактикоїд), які складали майже 30% загальної чисельності і 76% загальної біомаси, підтверджує припущення або про менш інтенсивний дам্পінг у 2004–2005 рр., або про те, що при скиданні ґрунту було зрушення координат.

1. Воробьева Л.В. Мейобентос украинского шельфа Черного и Азовского морей / Л.В. Воробьева – К. : Наук. думка, 1999. – 300 с.
2. Воробьева Л.В. Пространственно-временная изменчивость мейобентоса Жебриянской бухты / Л.В. Воробьева, И.И. Кулакова // Экосистема взморья украинской дельты Дуная / отв. ред. Л.В. Воробьева. – Одесса: Астропринт, 1998. – С. 262–275.
3. Гаркавая Г.П. Особенности формирования гидрохимических условий украинской части устьевой области Дуная / Г.П. Гаркавая, Ю.И. Богатова, Н.А. Берлинский / Там же. – С. 21–62.
4. Рясинцева Н.И. Особенности распределения загрязняющих веществ и продукции органического вещества фитопланктона в приустьевой зоне реки Дунай / Н.И. Рясинцева, С.А. Саркисова, П.Т. Савин [и др.] / Там же. – С. 63–111.
5. Kulakova I. The structure of the nematode taxocene in the marine part of the Ukrainian Danube Delta / I. Kulakova // Thirteenth International Meiofauna Conference, 29 Ju. –3 Aug. 2007 : conference abstracts. – Recife, 2007. – P. 21.
6. Vorobyova L.V. Contemporary state of the meiobenthos in the western Black Sea / L.V. Vorobyova, I.I. Kulakova. – Odesa : Astroprint, 2009. – 128 p.

Л.В. Воробьева, И.И. Кулакова, Л.А. Гарлицкая

Одесский филиал Института биологии южных морей НАН Украины

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ МЕЙОБЕНТОСА ПРЕДУСТЬЕВЫХ УЧАСТКОВ ДУНАЯ В УСЛОВИЯХ СТРОИТЕЛЬСТВА СУДОХОДНОГО КАНАЛА

На взморье Дуная мейобентос формируется под влиянием динамических гидрологических и гидрохимических условий. Проведение дноуглубительных работ здесь не оказывают существенного влияния на формирование показателей мейобентоса. Значительное угнетение его наблюдается в зонах дам্পинга ґрунта.

Ключевые слова: мейобентос, Дунай, дноуглубление, дам্পинг ґрунта

L.V. Vorob'eva, I.I. Kulakova, L.A. Garlitskaya

Odesa Branch A.O. Kovalevsky Institute of Biology of Southern Seas NAS of Ukraine

MODERN STATE OF MEIOBENTHOS OF PRE-ESTUARINE AREAS OF DANUBE IN THE CONDITIONS OF BUILDING OF NAVIGABLE CHANNEL

Meiobenthos of the Danube estuary area is influenced by the dynamic hydrological and hydrochemical conditions. Carrying out dredging works here do not have a significant influence on the formation of meiobenthos indices. Significant inhibition of meiobenthos is observed in the areas of dumping ground.

Key words: meiobenthos, Danube, dredging, dumping ground

УДК 574.64

В.П. ГАНДЗІЮРА, Л.О. ГАНДЗІЮРА

Київський національний університет ім. Тараса Шевченка

вул. Володимирська, 64, Київ 01601, Україна

ОЦІНКА СТАНУ ЕКОСИСТЕМ, ЯКОСТІ СЕРЕДОВИЩА ІСНУВАННЯ ГІДРОБІОНТІВ ТА СТУПЕНЯ ЇХ АДАПТОВАНOSTI

Проаналізовані головні проблеми і узагальнені результати власних багаторічних досліджень екосистем різного рівня забруднення. Запропоновані нові підходи, що дозволяють здійснити на новому кількісному рівні оцінку стану екосистем, якості місця існування гідробіонтів за речовинно-енергетичними і інформаційними показниками біосистем різного рівня організації, а також дати кількісну оцінку ступеня адаптованості біосистем до середовища.

Ключові слова: стан екосистем, якість середовища, кількісні критерії, забруднення, біосистеми, адаптація

Проблеми діагностики стану екосистем, оцінки рівня їхнього забруднення, моніторингу їхнього стану, екологічного нормування антропогенного навантаження та оцінки екологічних ризиків є одними з центральних у сучасній екології та природоохоронній діяльності [1–4, 7, 9–11], розробці стратегії охорони біологічного і ландшафтного різноманіття [12]. Наріжним каменем усього комплексу проблем в цій царині є кількісна оцінка стану біо- і екосистем, діагностика їхньої “норми” і “патології” [5–7]. З кожним роком ця проблема привертає дедалі більше уваги, водночас не зменшується актуальність кількісної оцінки негативного впливу на біо- і екосистеми як окремих чинників, їх груп, так і усього їх комплексу в цілому, оскільки наразі відсутні єдині методологічні підходи до її вирішення, а головне – вона ще не знайшла свого вирішення на кількісному рівні [5–6].

Практично не існує єдиних критеріїв кількісної оцінки різних негативних впливів на екосистеми – для кожного з них існують свої шкали оцінювання [4–6]. Зокрема, при оцінці стану гідроекосистем окремо оцінюють стан водойм за органічним забрудненням (санітарно-гідробіологічні дослідження), радіаційним та токсикологічним (хоч і ці три групи далеко не вичерпують всієї проблеми забруднення – варто згадати біологічне забруднення, теплове, механічне, шумове тощо) [11]. Одним з найбільш небезпечних забруднень екосистем є токсичне [5–7, 9, 11]. Невирішеними є питання кількісної інтегральної оцінки токсичних ефектів на біо- й екосистеми різного рівня організації й інтеграції, що унеможливило адекватні кількісні оцінки стану екосистем та прогнозування подальших їх змін [2, 4–6, 10, 11]. Саме тому особливої уваги варті підходи, що уможливають кількісну оцінку негативних впливів на системи різного рівня. Це і обумовило мету даної роботи – проаналізувати різноманітні кількісні підходи до оцінки негативного впливу токсичних чинників на екосистеми за функцією відгуку біосистем (організмів, популяцій та угруповань), а також кількісно оцінити ступінь адаптованості гідробіонтів до середовища існування.

Результати досліджень та їх обговорення

Аналіз стану проблеми дозволив дійти певних узагальнень щодо ключових засад розуміння благополуччя біо- і еко-систем, можливості використання цієї інформації для кількісної оцінки стану екосистем за змінами біосистем різного рівня та подальшого удосконалення системи екологічного моніторингу.

Щодо проблеми “норми” і “патології” екосистем, то її можна вивести на кількісний рівень. Для цього за основу кількісної оцінки слід брати ступінь відхилення показників системи від притаманного їй референційного стану і можливість повернення системи до вихідного стану після припинення впливу збурюючого чинника. Ця проблема розглядається в аспекті поняття стійкості екосистем: у випадку резистентної стійкості “норму” визначити дещо простіше – у цьому випадку вона близька поняттю “стійкості” системи. У випадку пружної стійкості ситуація складніша, оскільки система істотно змінюється, водночас залишаючись “сама собою”. В цьому випадку “патологічний” стан можна діагностувати за переходом системою межі, за якою унеможлиблюється її повернення до вихідного стану.

Проблему якості середовища коректно розглядати лише з точки зору його відповідності особливостям певних об'єктів. Оскільки в екології центральним об'єктом є екосистема, в рамках якої забезпечується функціонування біосистем різного рівня, то найбільш логічно якість середовища розглядати як ступінь його адекватності потребам і особливостям живої матерії. Принагідно зауважимо, що для будь-якої біосистеми є свої оптимальні значення параметрів зовнішнього (для неї) середовища. Тому твердити про якість, безвідносно до того, для кого вона визначається, недоречно. Найвища якість середовища – це такий його стан, за якого об'єкт, якість середовища для якого оцінюється, характеризується максимальним значенням стану благополуччя. Таке розуміння якості середовища уможливорює його кількісну характеристику за відповідними кожній системі інтегральними показниками стану благополуччя. У разі екологічної оцінки будь-якого несприятливого впливу вкрай важливо оцінити кількісно його негативний вплив на інтегральні показники біоценозу чи екосистеми в цілому. Зміни якості середовища для будь-якої системи при цьому можна оцінювати за змінами функції благополуччя системи.

З іншого боку, всі чинники, що знижують стан благополуччя системи, можна назвати шкочинними [6]. Причому кількісна оцінка шкочинності як окремо взятого чинника, певних їх груп, чи усього комплексу шкочинних чинників у цілому може здійснюватися за зниженням стану благополуччя відповідної системи. Загалом, між якістю середовища, станом благополуччя системи і шкочинністю існує нерозривний зв'язок (рис. 1).

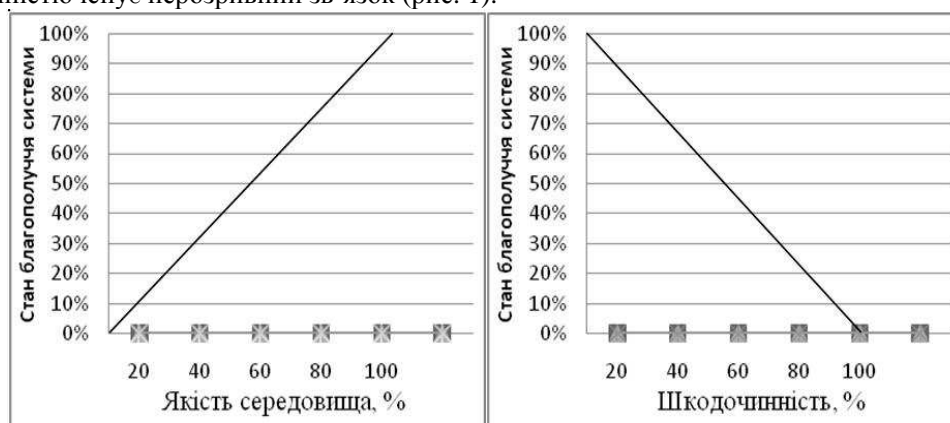


Рис. 1. Зв'язок між якістю середовища, станом благополуччя системи і шкочинністю

Ранжуючи функцію благополуччя системи у відсотках до природного (референційного) стану системи (приймається за 100%), можна кількісно оцінити шкочинність за величиною зниження функції благополуччя системи до нульових значень, нижче яких система припиняє своє існування. Це дозволяє вийти на кількісний рівень оцінки стану екосистем і якості середовища існування за найбільш інформативними показниками стану благополуччя біо- і екосистем.

Цінну для діагностики стану екосистем інформацію дає дослідження біопродукційних процесів: негативні впливи різної природи викликають суттєві зрушення структури енергетичного балансу біосистем, які спрямовані на підтримання певного рівня їх функціональної активності. При цьому зазвичай значно зростають енерговитрати на підтримання життєдіяльності та, відповідно, знижується ефективність трансформації речовини і енергії. У популяції суттєво зменшується частка енергії, яка використовується на її самовідтворення, наслідком є зниження значень всіх біопродукційних показників організмів і популяцій; енергоємність компенсаційних механізмів, які розвиваються при токсифікації середовища важкими металами, перевищує величину стандартного обміну в 1,5–4,5 рази. При цьому енергоємність біологічних систем підтримується на певному рівні

за рахунок зростання споживання ними енергії. Подальше підвищення рівня токсичності середовища призводить до зниження енергоємності біосистем та рівня споживання ними енергії внаслідок згасання їх функціональної активності; Індекс оптимальності середовища відрізнявся максимальною амплітудою відхилень його значень у токсичному середовищі порівняно з контролем в усіх експериментах; Рівень токсичних ефектів істотно залежить від величини енергії, що доступна біосистемі. Її обмеження істотно підсилює токсичні ефекти (особливо на першій стадії їх розвитку), що пов'язано з суттєвим зростанням енерговитрат у токсичному середовищі. Це відкриває широкі можливості енергетичної характеристики середовища найрізноманітніших екосистем і біосфери в цілому. Поява флуктуацій певної амплітуди з достатньою вірогідністю свідчить про розвиток токсичного ефекту і може ефективно використовуватися в системі екоотоксикологічного моніторингу.

Біопродуктивність, яка лежить в основі самовідтворення біологічних систем, значною мірою визначає характер зміни всіх вищезгаданих процесів. Оскільки зростання інформації системи викликає зростання енергетичних витрат на її підтримання (причому ця залежність має характер ступеневої), то значне видове розмаїття можливе лише за достатньої продуктивності екосистеми. Продуктивність системи в цілому залежить, насамперед, від валової первинної продукції і співвідношення валової продукції до дихання на рівні продуцентів. Біомаса кожного наступного трофічного рівня залежить від ефективності трансформації енергії. Чим вища ефективність трансформації енергії, тим більша біомаса кожного наступного трофічного рівня. Окремі види за певного рівня забруднення випадають з складу угруповання, відбудуться істотні порушення спряженості речовинно-енергетичних й інформаційних процесів, що ще більше пришвидшить зменшення біомаси на одиницю доступного потоку енергії, зростуть витрати енергії на підтримання життєдіяльності, що призведе до істотного зростання ентропії в системі. Посиляться коливальні процеси, значно зросте амплітуда флуктуацій більшості біопродукційних показників, все частіше вони наблизяться до критичних значень, що призведе до суттєвого зростання ризиків виходу системи за межі можливостей її регулівних механізмів і, як наслідок – до наростання хаосу в системі.

Встановлені нами закономірності коливальних значень всіх досліджених показників дозволяють здійснювати ранню діагностику токсичних ефектів за концентрації токсикантів у середовищі, які не викликають істотних змін цих показників за більш тривалий відрізок часу. Розбалансування біологічних і екологічних систем у цілому небезпечно непередбачуваними наслідками. Проте у загальних рисах наслідки цих процесів відомі: істотно зростатиме ентропія системи, деградаційні процеси у міру свого розвитку все більше унеможливуватимуть ймовірність відновлення природного стану екосистем.

Варто відзначити, що такий підхід, який ґрунтується на кількісній оцінці ступеня адекватності середовища особливостям біосистем, відкриває можливість кількісної оцінки ступеня адаптованості біосистем до середовища існування (рис. 2).

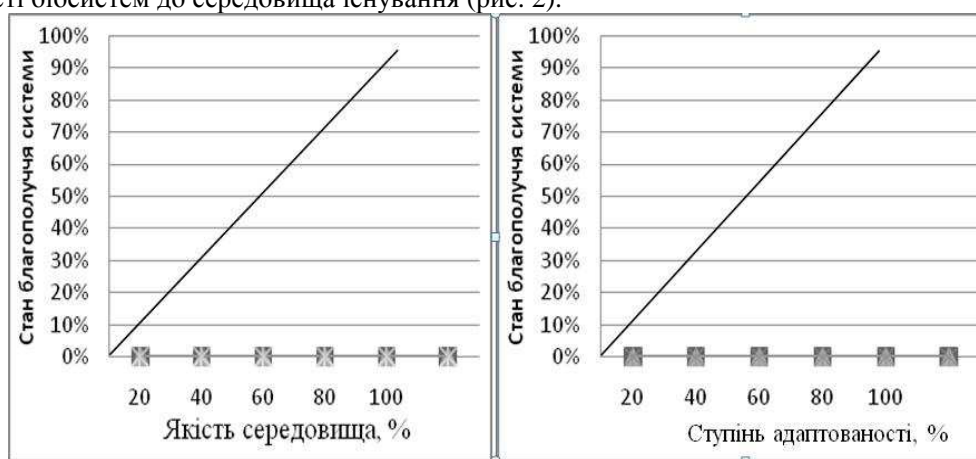


Рис. 2. Взаємозв'язок між якістю середовища, станом благополуччя системи та ступенем її адаптованості

Адже суть будь-якої адаптації – досягнення організмом (чи іншою біосистемою) максимально благополучного стану, тобто максимальної якості. Це уможливиться трьома шляхами: власними змінами – біосистема “підганяє” себе (фізіолого-біохімічні, морфологічні,

етологічні тощо особливості) під умови довкілля; змінами середовища свого існування – кондиціонуванням середовища; переміщенням у просторі з метою вибору найбільш оптимальних умов існування. Проте за всіх варіантів ступінь адаптованості до певного середовища можна оцінити за ступенем стану благополуччя системи. Тобто для оцінки ступеня адаптованості системи підхід виявляється таким самим, як і для оцінки стану якості середовища існування біосистеми. Отже, всі розглянуті нами проблеми вирішуються через встановлення ступеня адекватності середовища існування особливостям біосистем певного рівня.

Висновки

1. Адекватні оцінки якості середовища можливі лише для конкретної біосистеми, якість середовища для якої визначають. Для біосистем (організму, популяції та угруповання) найінформативнішою є оцінка якості середовища за станом благополуччя біосистем. Адекватну оцінку стану екосистеми коректно здійснювати за станом біоценозу. Необхідно чітко розмежовувати поняття стану екосистем і якості середовища.
2. Чільне місце в системі діагностики негативних чинників і ефектів має посісти оцінка коливальних процесів у біо- і екосистемах, що дозволяє отримати унікальну інформацію про розвиток токсичного процесу, коли середні значення параметрів залишаються в межах норми.
3. При оцінці стану екосистем в умовах різного ступеня антропогенного навантаження необхідно порівнювати значення відповідних параметрів біоценозів і екосистем з референційними [3].
4. Кількісна оцінка ступеня адаптованості біосистем до певного середовища здійснюється за ступенем адекватності середовища біосистемі, що оцінюється за станом її благополуччя.

1. *Афанасьев С.А.* Методика оценки экологических рисков, возникающих при воздействии источников загрязнения на водные объекты / Афанасьев С.А., Гродзинский М.Д. – К.: АйБи, 2004. – 64 с.
2. *Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем* / Сб. мат. Междунар. конф. – СПб.: ЛЕМА, 2007.
3. *Водна рамкова директива: ЄС 200/60/ЄС. Основні терміни та їх визначення.* – Офіц. вид. – 2006. – 240 с.
4. *Впровадження Європейських стандартів і нормативів у Державну систему моніторингу довкілля України: [наук.-метод. посібник]* / [О.І. Бондар, О.Г. Тараріко, Є.М. Варламов та ін.]. – К.: Інрес, 2006. – 264с.
5. *Гандзюра В.П.* Продуктивність біосистем за токсичного забруднення середовища важкими металами / В.П. Гандзюра. – К.: ВГЛ “Обрії”, 2002. – 248 с.
6. *Гандзюра В.П.* Концепція шкодочинності в екології / Гандзюра В.П., Грубінко В.В. – Київ –Тернопіль: Вид-во ТНПУ ім. В. Гнатюка, 2008. – 144 с.
7. *Гандзюра Л.О.* Проблеми діагностики стану екосистем і кількісної оцінки якості середовища / Л.О. Гандзюра // Науковий вісник Чернівецького ун-ту. – 2008. – Вип. 417: Біологія. – С. 302–314.
8. *Гандзюра Л.О.* Адаптація і якість середовища / Гандзюра Л.О., Гандзюра В.П. // Зоологічна наука у сучасному суспільстві: матеріали Всеукр. конф., присвяченої 175-річчю заснування кафедри зоології. 15-18 вересня 2009, Київ – Канів. – Київ–Канів, 2009. – С. 97–103.
9. *Гідроекологічна токсикометрія та біоіндикація забруднень : Теорія, методи, практика використання* / [за ред. Олексія І. Т., Брагінського Л. П.]. – Львів: Світ, 1995. – 440 с.
10. *Екологічна безпека та охорона навколишнього середовища: підр. для студентів екологічних спеціальностей вищих навчальних закладів* / [за редакцією О.І. Бондаря, Г.І. Рудька]. – К.: Вид-во «ЕКМО», 2004. – 423 с.
11. *Екологічна енциклопедія: у 3 т.* / [редкол. А.В. Толстоухов (гол. ред.) та ін.]. – К.: ТОВ «Центр екологічної освіти та інформації», 2007. – Т. 2: Є-Н. – 416 с.
12. *Стратегия сохранения биологического и ландшафтного разнообразия бассейна Днепра* / В.Д. Романенко, С.А. Афанасьев, М.Д Гродзинский. [и др.]; под ред. В.Н. Билокона. – К.: Из-во Ай-Би, 2004. – 106 с.

В.П. Гандзюра, Л.А. Гандзюра

Киевский национальный университет им. Тараса Шевченко

ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ ЭКОСИСТЕМ, КАЧЕСТВА СРЕДЫ ОБИТАНИЯ ГИДРОБИОНТОВ И СТЕПЕНИ ИХ АДАПТИРОВАННОСТИ

Проанализированы главные проблемы и обобщены результаты собственных многолетних исследований авторов экосистем разного уровня токсического загрязнения. Предложены новые подходы, позволяющие выйти на количественный уровень оценки состояния экосистем, качества среды обитания гидробионтов по вещественно-энергетическим и информационным показателям биосистем разного уровня организации, а также дать количественную оценку степени адаптированности биосистем к определенной среде.

Ключевые слова: состояние экосистем, качество среды, количественные критерии, загрязнение, биосистемы, адаптация

V.P. Gandzyura, L.O. Gandzyura

Taras Shevchenko National University of Kyiv, Ukraine

ESTIMATION OF ECOSYSTEMS STATUS, ENVIRONMENTAL QUALITY AND DEGREES OF THEIR ADAPTEDNESS

The results of own long-term authors researches of general laws of metabolic and bio-productive processes in ecosystems of different level of toxic pollution are generalized. The new approaches of quantitative estimation of ecosystems status and environmental quality, based on substance-energetic and information parameters of bio-systems of different level of organization are offered. The new quantitative criteria of environment quality are offered. That has made possible to state a quantitative estimation the degree of bio-systems adaptedness to the certain environment.

Key words: ecosystem's status, environmental quality, quantitative criteria, pollution, bio-systems, adaptation

УДК 504.453[504.4.054+504.4.062.2]

А.Є. ГАЙ, В.А. ГРОЗА

Національний авіаційний університет

пр-т Космонавта Комарова, 1, Київ 03680, Україна

МАЛІ РІЧКИ УКРАЇНИ: ЕКОЛОГІЧНІ ПРОБЛЕМИ ТА ПЕРСПЕКТИВИ ЗБЕРЕЖЕННЯ

Розглядаються екологічні проблеми малих річок України за розширення урбанізованих комплексів. Досліджуються шляхи їх збереження та відтворення в процесі реалізації загальнодержавної програми формування національної екомережі.

Ключові слова: малі річки, урбанізація, національна екомережа

Успішний розвиток людства знаходиться у прямій залежності від кількості та якості доступної води. Разом з тим, зростання рівня життя призводить до значного забруднення вод. Нині цей процес посилюється не тільки у технологічно розвинутих країнах світу, але й у країнах, що розвиваються. На жаль, процес забруднення вод не оминув і України.

Найбільш шкідливого впливу від діяльності суспільства зазнали і продовжують зазнавати екосистеми малих річок. Нині Україна за запасами доступних для використання водних ресурсів належить до недостатньо забезпечених регіонів, особливо, якщо врахувати, що основою водогосподарського балансу в Україні є річковий стік, в басейнах яких формується понад 60 % водних ресурсів країни [3].

Метою роботи є аналіз стану малих річок та рекомендації з їх відновлення.

Результати досліджень та їх обговорення

За прийнятими згідно Водного кодексу України критеріями до категорії малих річок відносять водотоки, що мають площу водозбору не більше 2000 км² при умові, що річка розташована в одній фізико-географічній зоні. За довжиною водотоку до малих річок відносять річки, довжина яких не перевищує 100 км. Однак ця класифікація не відповідає природним умовам формування річкових систем. Відмінність малих річок від середніх та великих визначається не тільки кількістю їх стоку чи розміром площі водозбору, а значно вищим ступенем залежності процесів, що проходять в них, від стану їх водозбору. Зокрема, властиве для річок біорізноманіття і формування якості води у малих річках значно більше залежать від стану водозбору, ніж у середніх чи великих. Тому екосистеми малих річок є більш уразливими як за прямої дії на них забруднень, так і за опосередкованого впливу господарської діяльності [3].

Малі річки формують водні ресурси, гідрохімічний режим та якість води у середніх і великих ріках. Вони ж створюють умови для формування на площах їх водозборів відповідних ландшафтів. Існує і зворотній зв'язок – формування малих річок та їх басейнів визначається поверхневим стоком з регіональних ландшафтних комплексів. На малих річках, що розташовані в умовах одного ландшафту і мають невеликі витрати води, результативна дія природних та антропогенних факторів проявляється швидше, виразніше. Тому малі річки особливо чутливі до забруднення стічними

водами промислових підприємств, сільськогосподарського та комунального виробництва. З іншого боку, з малих річок відбирають значні обсяги води для господарських потреб, внаслідок чого знижується транспортуюча здатність водного потоку, що стає додатковою причиною замулення їх русел і подальшого зменшення водності. Відсталі технології застосування добрив у сільському господарстві ведуть до погіршення водно-фізичних властивостей ґрунтів на водозборі та умов формування стоку води і наносів, підвищують ймовірність вимивання з ґрунтів біогенних елементів, що в свою чергу приводить до евтрофікації річок.

Слід особливо звернути увагу на те, що руслові процеси і загальний стан малих річок нині меншою мірою залежать від природних факторів, а більше від господарської діяльності на площі водозбору. Тому розробка та впровадження заходів, спрямованих на поліпшення гідрологічного режиму малих річок, повинна носити комплексний характер [4].

Особливо інтенсивного впливу зазнають малі річки, що протікають через урбанізовані комплекси. Вплив урбанізації на елементи гідрологічного циклу, водні ресурси, режим та якість вод визначається трьома основними чинниками:

- 1) залученням у водообіг для задоволення потреб міського населення і промисловості великої кількості води, що у багатьох випадках перевищує обсяг водних ресурсів;
- 2) докорінною зміною і перетворенням ландшафту, що порушує природні співвідношення елементів водного балансу – опадів, стоку і випаровування;
- 3) кліматичними змінами, пов'язаними з тепловим забрудненням повітряного басейну, зміною циркуляції повітря.

Наприклад, у Києві знаходиться близько 430 водних об'єктів загальною площею 23,47 км². До їх числа належать 20 річок, 27 каналів та 28 струмків. Майже жоден з цих об'єктів не залишився в первинному вигляді [1].

Суть охорони малої річки полягає, насамперед, у створенні певних умов, що зберігають природне або наближене до природного функціонування збалансованої екологічної системи конкретного водотоку. В проблемі малої річки біотичні та абіотичні фактори тісно пов'язані. Тому всі роботи з використання та регулювання малих річок слід розглядати тільки в комплексі з заходами, що здійснюються на водозборі. Це сприятиме регулюванню руслових процесів, які забезпечують не лише повноцінне існування всього комплексу річки, а й раціональне використання її біологічних та водних ресурсів.

У числі цих заходів є створення водоохоронних зон (ВЗ) і прибережних водоохоронних смуг (ПВС), збереження в незайманому стані схилів долин річок, мінімальне використання в сільськогосподарському виробництві заплав, зменшення розорювання земель, припинення зарегулювання річок тощо.

Основним законодавчим актом, що регламентує використання, охорону вод, державне управління і контроль у галузі використання й охорони вод та відтворення водних ресурсів, є Водний кодекс України [2]. Згідно ст. 80 Водного кодексу України: “З метою охорони водності малих річок забороняється: змінювати рельєф басейну річки; руйнувати русла пересихаючих річок, струмки та водотоки; випрямляти русла річок та поглиблювати їх дно нижче природного рівня або перекривати їх без улаштування водостоків, перепусків чи акведуків; зменшувати природний рослинний покрив і лісистість басейну річки; розорювати заплави земель та застосовувати на них засоби хімізації; проводити осушні меліоративні роботи на заболочених ділянках та урочищах у верхів'ях річок; надавати земельні ділянки у заплавах річок під будь-яке будівництво (крім гідротехнічних, гідрометричних та лінійних споруд), а також для садівництва та городництва; здійснювати інші роботи, що можуть негативно вплинути чи впливають на водність річки і якість води в ній”.

Прибережні захисні смуги (ПЗС) та водоохоронні зони є природоохоронними територіями, господарська діяльність на яких має певні обмеження і регулюється Водним кодексом України. Розміри цих територій та характер господарювання в них регламентуються ст. 87–89 Водного кодексу.

Якщо межі ПЗС уніфіковані для трьох типів річок (малі, середні та великі) і чітко визначені Водним Кодексом, то межі водоохоронної зони такому спрощеному об'єднанню не підлягають. Чим інтенсивніше господарювання на річці, тим більшими мають бути водоохоронні зони.

Згідно з даними науковців Науково-дослідного інституту водогосподарсько-екологічних проблем України, у разі відсутності обрушення берегу або його ерозійної активності та вузької смуги підтоплення, ширина водоохоронної зони (ВЗ) малої річки становить 0,25 км з обох боків від водотоку. У випадку, коли у водоохоронній зоні є берегові схили (понад 5°), ширина водоохоронної

смуги подвоюється [4]. Слід зазначити, що це мінімальні, а не оптимальні величини водоохоронних територій. Встановлено, що оптимальна величина ВЗ малої річки, яка протікає в межах листяного лісу (долина знаходиться не в найкращому у водоохоронному значенні становищі) на супіщаних ґрунтах з нахилом 2,5° становить 700 м. Проте інтенсивне освоєння річкових долин та водозборів здебільшого не дозволяє вилучити такі площі землі з загального вжитку.

Для того, щоб зберегти водні природні багатства України, зокрема мережу малих річок, необхідний новий підхід до збереження природи. Одним з таких підходів є ідея створення Всеєвропейської екологічної мережі, яку Україна підтримала та долучилася до програми її створення.

Екомережа, як мережа природних чи напівприродних територій європейського значення є головним напрямком реалізації Всеєвропейської стратегії збереження біологічною та ландшафтною різноманітністю. У Всеєвропейській стратегії сформульовані такі основні завдання щодо створення екомережі: збереження всього комплексу екосистем, середовищ існування, видів та їх генетичного різноманітності, а також ландшафтів; забезпечення достатнім простором природних середовищ для збереження видів; створення необхідних умов для розселення і міграції видів; забезпечення відновлення компонентів ключових екосистем, що зазнали руйнації; захист систем від потенційних негативних факторів.

Висновки

Покращення екологічного стану малих річок України можливе у разі успішного створення екологічної мережі, передбаченої виконанням Закону України «Про загальнодержавну програму формування національної екомережі України на 2000–2015 роки».

1. Вишневецький В.І. Малі річки Києва / В.І. Вишневецький – К.: Інтерпрес ЛТД, 2007. – 28 с.
2. Водний Кодекс України: за станом на 6 черв. 1995 р. Постанова ВР № 214/95 / Верховна Рада України. – Офіц. вид.
3. Яцик А.В. Водогосподарська екологія: Т.І. Кн. 1. Основи гідрології суходолу / А.В. Яцик – К.: Генеза, 2003. – 400 с.
4. Хімко Р.В. Малі річки. Дослідження, охорона, відновлення / Р.В. Хімко, О.І. Мережко, Р.В. Бабко – К.: Ін-т екології, 2003. – 378 с.

А.Е. Гай, В.А. Гроза

Национальный авиационный университет, Киев, Украина

МАЛЫЕ РЕКИ УКРАИНЫ: ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ И ПЕРСПЕКТИВЫ СОХРАНЕНИЯ

Рассматриваются экологические проблемы малых рек Украины в условиях расширения урбанизированных комплексов. Исследуются пути их сохранения и восстановления в процессе реализации общегосударственной программы формирования национальной экосети.

Ключевые слова: малые реки, урбанизация, национальная экосеть

A.E. Gay, V.A. Groza

National aviation university, Kyiv, Ukraine

SMALL RIVERS OF UKRAINE: ECOLOGICAL PROBLEMS AND PROSPECTS OF MAINTAINANCE

Ecological problems of small rivers of Ukraine in conditions of expansion of urban complexes are considered. Ways of their preservation and rehabilitation within realization of State program of forming national econet.

Key words: small rivers, urbanization, national econet

УДК [577.34:(581.526.3:574.5)] (285)(477.41)

Х.Д. ГАНЖА

Інститут гідробіології НАН України
пр-т Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210

ФІЗИКО-ХІМІЧНІ ФОРМИ СТРОНЦІЮ-90 ТА ЦЕЗІЮ-137 У ВОДНИХ РОСЛИНАХ ОЗЕРНОЇ ЕКОСИСТЕМИ В ЧОРНОБИЛЬСЬКІЙ ЗОНІ ВІДЧУЖЕННЯ

Досліджено розподіл фізико-хімічних форм радіонуклідів у водній рослинності озера Глибоке. Проаналізовані міжвидові особливості накопичення ^{137}Cs та ^{90}Sr та виявлені відмінності в розподілі фізико-хімічних форм радіонуклідів відповідно до типу живлення рослин.

Ключові слова: водяна рослинність, радіонуклідне забруднення водойм, стронцій-90, цезій-137, Чорнобильська зона відчуження

Озеро Глибоке розташовано на ділянці лівобережної заплави р. Прип'ять на відстані близько 7 км від Чорнобильської АЕС і є однією з найбільш радіаційно-забруднених водойм Чорнобильської зони відчуження (ЧЗВ) [1]. Основними дозоутворюючими радіонуклідами в екосистемі озера є ^{90}Sr та ^{137}Cs , що обумовлює актуальність дослідження їх розподілу в біотичних компонентах водойми.

Метою роботи є вивчення розподілу фізико-хімічних форм радіонуклідів у водних рослинах різних екологічних груп.

Матеріал і методи досліджень

Дослідження проводили в 2007–2009 рр. Були відібрані представники вищих водних рослин: кушир темно-зелений (*Ceratophyllum demersum* L.), рогіз вузьколистий (*Typha angustifolia* L.), різак водяний алоеvidний (*Stratiotes aloides* L.) та нитчаста водорість (*Cladofora glomerata* (L.) Kutz). Ці макрофіти відрізняються за типом живлення (кореневе та некореневе) і є типовими представниками водної рослинності оз. Глибоке.

Форми знаходження ^{90}Sr та ^{137}Cs в рослинах визначали методом послідовної екстракції підготовлених проб розчинами різних реагентів [5]. Вимірювання ^{137}Cs проводили на гамма-спектрометрі SBS-30. Виділення ^{90}Sr здійснювали радіохімічно за оксалатною методикою, а активність вимірювали на установці малого фону УМФ-2000 [3].

Результати досліджень та їх обговорення

^{137}Cs у *Typha angustifolia* в водорозчинній, обмінних та орґано-мінеральній формах накопичується незначно (рис. 1). ^{137}Cs переважно накопичується в мінеральному залишку та у вигляді катіонів, зв'язаних з орґанічною речовиною. ^{90}Sr накопичується здебільшого в водорозчинній та обмінних формах.

Результати аналізу *Stratiotes aloides* показали, що ^{137}Cs в цій рослині переважно локалізується в мінеральному залишку. Підвищений вміст ^{137}Cs зареєстрований також у водорозчинній та зв'язаній з орґанічною речовиною формах. В обмінному стані ^{137}Cs накопичується у незначних кількостях (рис. 2). ^{90}Sr переважає в обмінних формах. Також високий вміст радіонукліда виявлено у внутрішньоклітинній формі.

У *Ceratophyllum demersum* ^{90}Sr переважно накопичується в орґано-мінеральній та сорбованих позаклітинних формах (рис. 3). Вимірювання ^{137}Cs свідчать, що цей радіонуклід переважно накопичується в орґано-мінеральній формі та в мінеральному залишку.

За особливостями розподілу радіонуклідів у водяних рослинах оз. Глибоке, фізико-хімічні форми ^{90}Sr і ^{137}Cs можна умовно поділити на три основні групи: 1) форми, накопичення яких є спільними для всіх досліджених видів рослин; 2) форми, особливості накопичення яких є видоспецифічним; 3) форми, на накопичення яких впливає тип живлення рослин.

За результатами досліджень подібність у розподілі ^{90}Sr й ^{137}Cs зареєстрована для окремих фізико-хімічних форм, які при цьому різні для досліджуваних радіонуклідів. Розподіл ^{90}Sr в обмінних та внутрішньоклітинній формах рослин дуже близький і відмінність між накопиченням різними видами не перевищує 20 %. ^{137}Cs аналогічно накопичується в усіх видів досліджуваних рослин у сорбованій позаклітинній та орґано-мінеральній формах. Міжвидова відмінність накопичення цього нукліда у вказаних формах не перевищує 30 %. В усіх видів рослин ^{137}Cs

переважно локалізується в мінеральному залишку, що свідчить про його більший вплив на обмінні процеси. Після відмирання рослин значна частина ^{137}Cs переходить у донні відклади.

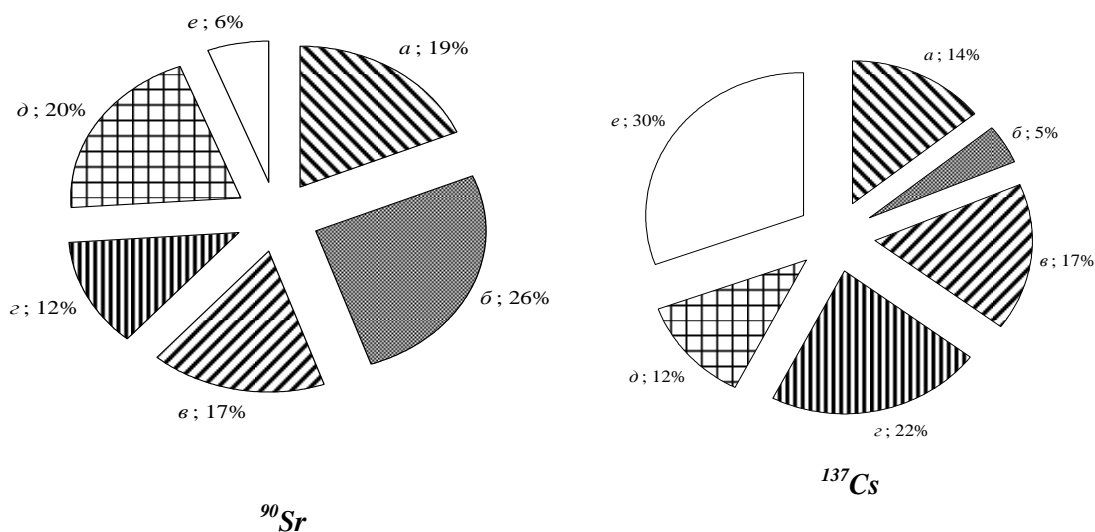


Рис. 1. Розподіл фізико-хімічних форм радіонуклідів у *Typha angustifolia*.

a – розчинені позаклітинні катіони; б – сорбовані позаклітинні слабкозв'язані катіони; в – сорбовані позаклітинні катіони; г – внутрішньоклітинні катіони; д – катіони, зв'язані з органічною речовиною; е – мінеральний залишок*

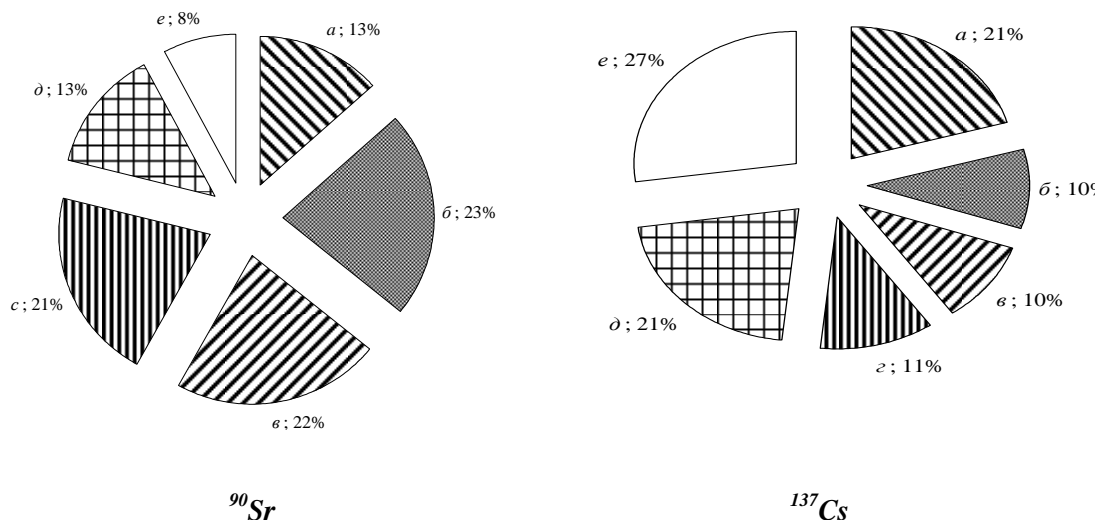


Рис. 2. Розподіл фізико-хімічних форм радіонуклідів у *Stratiotes aloides**

Результати аналізу зразків нитчастих водоростей роду *Cladofora* показали значний вміст ^{137}Cs в сорбованій позаклітинній слабкозв'язаній, органо-мінеральній формах та мінеральному залишку (рис. 4). В водорозчинній та обмінних формах вміст ^{137}Cs мінімальний. ^{90}Sr переважно локалізується в водорозчинній та обмінних формах. Вміст ^{90}Sr у вигляді внутрішньоклітинних та вбудованих катіонів мінімальний.

Нами виявлені міжвидові відмінності в розподілі фізико-хімічних форм ^{90}Sr й ^{137}Cs . Видоспецифічність розподілу ^{90}Sr проявляється у водорозчинних та зв'язаних з органічною речовиною формах. ^{137}Cs в усіх видів досліджених рослин є в сорбованій позаклітинній слабкозв'язаній та у внутрішньоклітинній формі. Це дає можливість зробити висновок про те, що ^{90}Sr порівняно з ^{137}Cs у живих рослин активніше обмінюється з водним середовищем. Порівняння розподілу радіонуклідів у *Ceratophyllum demersum* і *Cladofora glomerata* показало, що кушир темно-зелений накопичує ^{90}Sr на порядок менше порівняно з нитчастою водоростю. Остання відносно *Ceratophyllum demersum*, навпаки, на порядок менше накопичує ^{90}Sr в органо-мінеральній формі.

Накопичення ^{137}Cs *Cladofora glomerata* в обмінних формах суттєво більше, ніж у *Ceratophyllum demersum*. Такий розподіл ^{137}Cs може бути пов'язаний з перебуванням цього нукліда в складі мінеральних зависів. Оз. Глибоке розташоване в частині заплави р. Прип'яті, на якій в період межени відбуваються денудаційні процеси, а в повінь – змив пилуватої фракції піщаного ґрунту з сорбованим ^{137}Cs [2]. У воді пилуваті частинки з необмінним сорбованим ^{137}Cs перетворюються на зависі, що властиве ^{137}Cs як одній з форм його міграції у водних екосистемах [4]. Оскільки *Cladofora glomerata* належить до класу нитчастих водоростей і немає покривних тканин, нукліди можуть легко проникати в міжклітинні простори, що не властиве вищим водним рослинам.

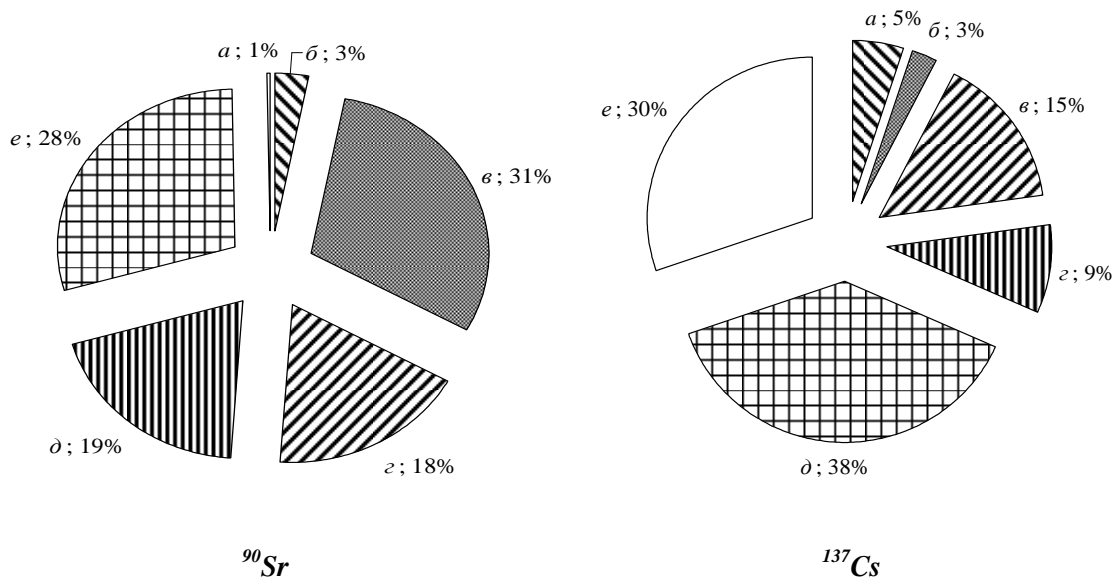


Рис. 3. Розподіл фізико-хімічних форм радіонуклідів у *Ceratophyllum demersum**

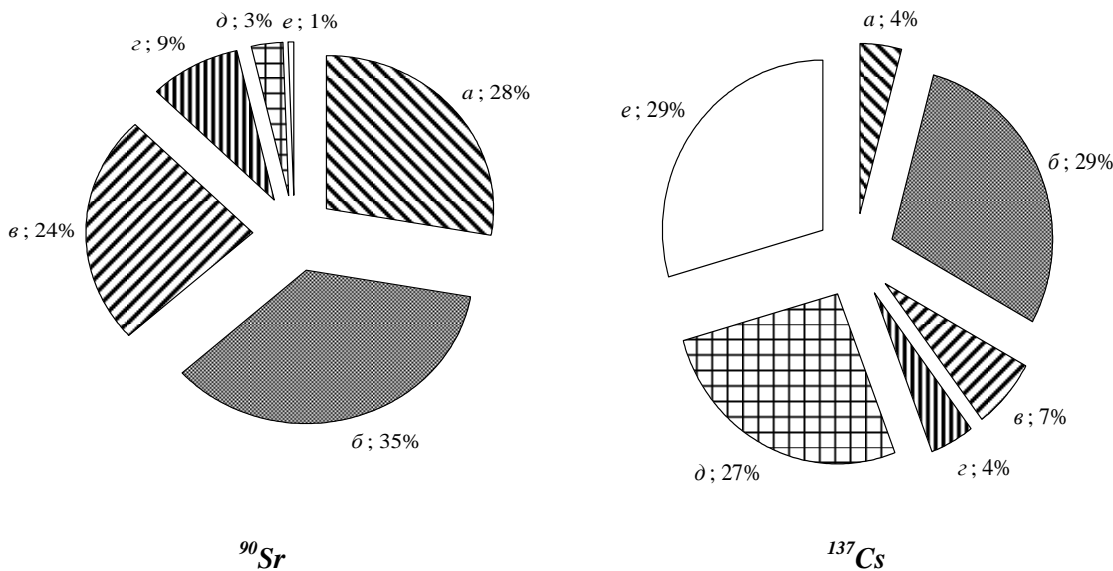


Рис. 4. Розподіл фізико-хімічних форм радіонуклідів у *Cladofora glomerata**

У результаті проведених спостережень виявлені відмінності в розподілі фізико-хімічних форм радіонуклідів відповідно до типу живлення досліджуваних організмів – рослини з кореневим (*Typha angustifolia*, *Stratiotes aloides*) і безкореневим (*Ceratophyllum demersum*, *Cladofora glomerata*) живленням. Встановлено дев'ятиразове переважання ^{90}Sr в водорозчинній та орґано-мінеральній формах у рослин з безкореневим живленням. В усіх інших досліджуваних формах розподіл ^{90}Sr не відрізнявся. Аналіз розподілу фізико-хімічних форм ^{137}Cs показав практично десятиразове перевищення вмісту радіонукліда в сорбованій позаклітинній слабкозв'язаній формі у рослинах без кореневого живлення щодо організмів з кореневим живленням. Також зареєстровано незначне

переважання ^{137}Cs в групі рослин без кореневого живлення в сорбованій позаклітинній, внутрішньоклітинній та органо-мінеральній формах. В водорозчинній формі та мінеральному залишку розподіл ^{137}Cs практично не відрізнявся.

Висновки

Встановлено міжвидові відмінності в накопиченні радіонуклідів рослинами, а також різницю в накопиченні їх рослинами з різним типом живлення. ^{90}Sr знаходиться переважно в обмінній, а значна частка ^{137}Cs – в необмінній формах.

1. 20 р. Чорнобильської катастрофи. Погляд у майбутнє: Національна доповідь України. – К.: Атіка, 2006. – 224 с.
2. Карта геоморфологического районирования по предрасположенности к радиальной (вертикальной) миграции вещества 10-ти км зоны ЧАЭС: масштаб 1:25000 / Б.А. Николаенко, Н.В. Пазинич, Л.А. Мурланова // Государственный комитет Украины по геологии и использованию недр. Государственное геологическое предприятие “Геопрогноз”, 1995.
3. Радіонукліди у водних екосистемах України. Вплив радіонуклідного забруднення на гідробіоти зони відчуження / М.І. Кузьменко, В.Д. Романенко, В.В. Деревець, О.М. Волкова. [та ін.]. – К.: Чорнобильінтерінформ, 2001. – 318 с.
4. Соботович Э.В. Соотношение форм нахождения и миграции радионуклидов аварийных выпадений в речной воде / Э.В. Соботович, Г.Н. Бондаренко, В.В. Долин // Чернобыль'88. Докл. всес. научн.-техн. совещания по итогам ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС. – 1989. – Т. 5, ч. 2. – С. 119–129.
5. Vazquez M.D. Uptake of Heavy Metals to the Extracellular and Intracellular Compartments in Three Species of Aquatic Bryophyte / M.D. Vazquez, J. Lopez, A. Carballeira // Ecotox. and Environ. Safety. – 1999. – Vol.44, N 1. – P. 12–24.

Х. Д. Ганжа

Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИЕ ФОРМЫ СТРОНЦИЯ-90 И ЦЕЗИЯ-137 В ВОДНЫХ РАСТЕНИЯХ ОЗЕРНОЙ ЭКОСИСТЕМЫ В ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ ЗОНЕ ОТЧУЖДЕНИЯ

Исследовано распределение физико-химических форм радионуклидов в водных растениях озера Глубокое. Проанализировано межвидовые особенности накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr и найдены отличия в распределении физико-химических форм радионуклидов, соответственно к типу питания исследованных растительных организмов.

Ключевые слова: водная растительность, радионуклидное загрязнение водоемов, стронций-90, цезий-137, Чернобыльская зона отчуждения

Ch.D. Ganzha

Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

PHYSICOCHEMICAL FORMS OF STRONTIUM-90 AND CESIUM-137 IN THE AQUATIC VEGETATION LAKE ECOSYSTEMS IN THE CHERNOBYL EXCLUSION ZONE

Distribution of the physicochemical forms of radionuclides in the aquatic vegetation of lake Glyboke. The interspecific features of accumulation of ^{137}Cs and ^{90}Sr are analysed and found out differences in distributing of physicochemical forms of radionuclides, in accordance with as a feed of the probed vegetable organisms.

Key words: aquatic vegetation, radionuclide water pollution, strontium-90, cesium-137, Chernobyl exclusion zone

УДК 576.89:597.2/.5

О.М. ГАРМАТЮК, О.І. ХУДИЙ, Л.В. ХУДА, В.Ф. ЧЕРЕВАТОВ

Чернівецький національний університет ім. Юрія Федьковича
вул. Коцюбинського, 2, Чернівці 58012, Україна

ЗАРАЖЕНІСТЬ РИБ ДНІСТРОВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА РИБ'ЯЧОЮ П'ЯВКОЮ *PISCICOLA GEOMETRA* (LINNAEUS, 1761) І ХАРАКТЕРИСТИКА УМОВ ЇЇ ІСНУВАННЯ

З чотирьох описаних для Дністра іхтіопаразитичних видів п'явок в Дністровському водосховищі зареєстрований лише один – *Piscicola geometra* L. Кисневі умови, що склалися у водосховищі, сприятливі для розвитку цього виду. З одинадцяти обстежених видів риб *P. geometra* виявлена у шести. Найвища зараженість характерна для ляща.

Ключові слова: п'явки, види риб, зараженість, Дністровське водосховище

Паразитофауна є невід'ємною складовою будь-якої гідроекосистеми. Її якісна структура та кількісний склад безпосередньо впливатимуть на угруповання хазяїв, визначаючи комфортність умов їх існування.

З іншого боку, структура паразитоценозу залежить від низки абіотичних та біотичних факторів. Роль абіотичних факторів є особливо важливою для ектопаразитів. Тому гідрологічні особливості та гідрохімічний режим будуть визначальними у формуванні умов їх існування. Невідповідний кисневий режим та наявність окремих груп політантів може вносити істотні корективи у структуру паразитоценозу водойми. Розуміння закономірностей формування угруповань ектопаразитів господарсько-важливих груп організмів має не лише теоретичне, але й значне практичне значення. Риба є основним водним живим ресурсом. Вагомий вплив на ростові характеристики, а також на виживання молоді риб чинять п'явки. Інформація щодо гірудоценозу басейну Дністра є давньою [2, 5, 10, 11], а тому вимагає ревізії.

Метою роботи є встановлення зараженості п'явками різних видів риб найбільшої водойми західного регіону України – Дністровського водосховища.

Матеріал і методи досліджень

Іхтіологічний матеріал для проведення досліджень збирали протягом весняного періоду (перша половина травня) 2009–2010 рр. під час проведення контрольних виловів риби на Дністровському водосховищі в акваторії с. Анадоли Хотинського району Чернівецької області. Рибу ловили ставними сітками контрольного ряду з розміром вічка від 28×28 до 100×100 мм. Весь вилов аналізували на наявність ектопаразитів.

Видову приналежність п'явок встановлювали за визначниками [1, 6, 7, 9]. На основі зібраного матеріалу визначали показники зараженості окремих видів риб: екстенсивність ($P, \%$) – частка заражених екземплярів від загальної кількості виловлених особин конкретного виду риби; середню інтенсивність (I_M) – усереднену кількість паразитів на одному екземплярі риби одного виду; максимальну (I_{max}) та мінімальну (I_{min}) інтенсивність – максимальну і мінімальну кількість паразитів на одному екземплярі риби одного виду [12]. У попередньо зафіксованих 10% розчином формаліну п'явок визначали довжину тіла.

Паралельно проводились спостереження за гідрохімічним режимом. Хімічний склад води визначали за стандартними методиками [8].

Результати досліджень та їх обговорення

За результатами проведених дворічних спостережень у Дністровському водосховищі на рибах була виявлена лише *Piscicola geometra* (Linnaeus, 1761), а за узагальненими літературними даними у верхньому та нижньому Дністрі на рибах паразитують чотири види п'явок: *Caspiobdella fadejewi* (Erstein, 1961), *Piscicola geometra* (Linnaeus, 1761), *Piscicola fasciata* Kollar, 1842 та *Hemiclepsis marginata* (O.F. Müller, 1774) [2, 5, 10, 11].

Звичайна риб'яча п'явка паразитує на поверхні тіла та слизових оболонках (зябра, ротова порожнина) прісноводних риб [7]. Передній кінець тіла несе міцну присоску, за допомогою якої паразит прикріплюється до жертви. Задня присоска менш міцна. Тіло циліндричне, довжиною до 35 мм, шириною до 3 мм (рис. 1.).

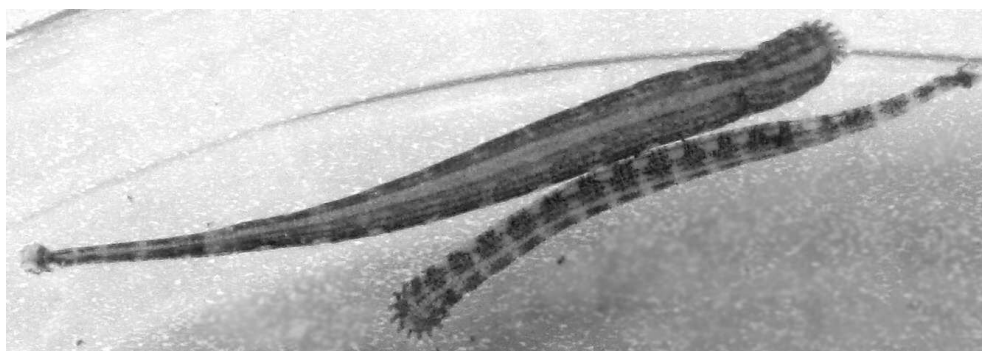


Рис. 1. *Piscicola geometra* (L.) з Дністровського водосховища (фото О.І. Худого, 25.05.2010)

P. geometra є оксифільним видом [3, 13], що обмежує його поширення у стоячих водоймах [13]. Однак, відповідно до новітніх спостережень, п'ядуха звичайна належить до α -мезосапробіонтів, оскільки володіє доволі широкою екологічною валентністю, що дозволяє їй домінувати в гірудоценозах водойм з підвищеним рівнем політантів [4]. Очевидно, що основним лімітуючим абіотичним фактором поширення даного виду є не забруднення, а концентрація розчиненого у воді кисню.

Вода у Дністровському водосховищі характеризується середнім рівнем загальної жорсткості (табл. 1). За показниками кисневого режиму вода верхньої ділянки Дністровського водосховища відповідає II класу якості та категорії "чиста".

Таблиця 1

Показники якості води у Дністровському водосховищі (с. Анадоли, квітень–травень 2009 р.)

показник	1	2	показник	1	2
Температура води, °C	+8	+16	БСК ₂₀ , мгО ₂ /дм ³	6,2	5,2
Інтенсивність запаху, бали	2	2	Перманганат. окисність, мгО ₂ /дм ³	6,3	5,2
Характер запаху	річковий		Загальна жорсткість, мг-екв/дм ³	6,8	7,6
Кольоровість, градуси	26,8	250	Сухий залишок, мг/дм ³	440	435
Прозорість, см	18,4	17,6	Хлориди, мг/дм ³	55,4	47,5
Плаваючі домішки, плівки	відсутні		Сульфати, мг/дм ³	116	112
pH	7,68	7,56	Амоній, мгN/дм ³	0,09	0,06
Лужність, мг-екв/дм ³	5,5	4,6	Нітрити, мгN/дм ³	0,02	0,02
Розчинений кисень, мг/дм ³	9,20	10,08	Нітрати, мгN/дм ³	0,10	0,15
БСК ₅ , мгО ₂ /дм ³	4,68	3,90	Мідь, мг/дм ³	0,007	0,007

Примітки: 1– квітень; 2– травень.

Серед одинадцяти обстежених видів риб *P. geometra* виявлена у шести (табл. 2.). У обстежених 152 екземплярів риб різних видів було знайдено 276 особин риб'ячої п'явки: 213 у 2009 р. та 63 у 2010 р.

Таблиця 2

Зараженість риби в 2009–2010 рр. п'явкою *Piscicola geometra* L. у Дністровському водосховищі

Вид риби	2009 рік						2010 рік					
	n	P	I				n	P	I			
			min	max	M				min	max	M	
<i>Rutilus rutilus</i> (Linnaeus, 1758)	6	-	-	-	-		6	-	-	-	-	
<i>Rutilus frisii</i> (Nordmann, 1840)	1	-	-	-	-		1	100	5	5	5	
<i>Squalius cephalus</i> (Linnaeus, 1758)	4	-	-	-	-		-	-	-	-	-	
<i>Abramis brama</i> (Linnaeus, 1758)	37	100	5	10	5,5		11	91	1	13	4,7	
<i>Ballerus sapa</i> (Pallas, 1814)	8	12,5	1	1	0,1		-	-	-	-	-	
<i>Vimba vimba</i> (Linnaeus, 1758)	5	-	-	-	-		1	-	-	-	-	
<i>Carassius gibelio</i> (Bloch, 1782)	7	42	1	2	0,1		-	-	-	-	-	
<i>Cyprinus carpio carpio</i> Linnaeus, 1758	2	-	-	-	-		3	100	1	3	2	
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i> (Valenciennes, 1844)	-	-	-	-	-		5	-	-	-	-	
<i>Sander lucioperca</i> (Linnaeus, 1758)	34	6	1	1	0,1		6	-	-	-	-	
<i>Perca fluviatilis</i> Linnaeus, 1758	11	-	-	-	-		6	-	-	-	-	

Примітки: n – кількість обстежених риб, екз.; P – екстенсивність; I – інтенсивність.

Пісцико́льоз у Дністровському водосховищі характеризується незначною інтенсивністю, що співвідноситься з літературними даними, згідно яких зазвичай на одній рибі паразитує 1–3 п'явки [10]. Виняток становить лящ, екстенсивність зараження якого найвища протягом обох сезонів.

Згідно літературних даних у басейні верхнього Дністра *P. geometra* є у головня, в'язя, лина, плоскирки і ляща [2, 5], а у нижньому Дністрі ця п'явка відмічена у п'яти видів риб [11].

В першій половині травня переважна більшість зібраних екземплярів п'явок представлена нестатевозрілими особинами, про що свідчать їх розміри (табл. 3).

Таблиця 3

Лінійні розміри (мм) *Piscicola geometra* L. у першій половині травня 2009–2010 рр. у Дністровському водосховищі

	N, екз	$M \pm m$	Мода
		min – max	
2009	211	$10,60 \pm 0,15$ 5 – 25	10
2010	58	$8,93 \pm 0,27$ 5 – 15	10

Відомо, що статеві зрілості особини *P. geometra* досягають у віці 3–4 тижні при довжині тіла 16–17 мм і активно розмножуються у квітні–травні [7]. Така невідповідність може бути пояснена особливістю репродуктивного циклу п'ядухи. Очевидно, переважна більшість статевозрілих особин на час проведення спостережень не паразитувала на рибах, а відкладала кокони і тому знаходилася на вищій водній рослинності або іншому субстраті, затопленому під час характерного для даного періоду року водопілля. Рибу уражає молодь п'явок, яка активно харчується і росте. Експериментальними дослідженнями показано, що найвищі показники приросту молоді п'явок спостерігаються при їх харчуванні кров'ю водних хребетних тварин [4].

Пісцико́льоз характеризується наявністю на місцях присмоктування кровоточивих ран і виразок, супроводжується виснаженням, недокрив'ям, атрофією внутрішніх органів, втратою маси риби. П'ядухи можуть бути переносниками гемогregarин, трипаносом, криптобій, на пошкоджених ділянках тіла поселяються гриби роду *Saprolegnia*, *Achlya* та ін. Відомі випадки масової загибелі молоді риб, ураженої п'явками цього роду [3].

Висновки

З чотирьох описаних для Дністра іхтіопаразитичних видів п'явок в Дністровському водосховищі зареєстрований один – *Piscicola geometra* L. Кисневі умови, що склалися у водосховищі, є сприятливими для розвитку цього виду. З одинадцяти обстежених видів риб *P. geometra* виявлена у шести: вирезуба, ляща, клепця, карася сріблястого, коропа, судака. Найвищі показники зараженості – у ляща.

1. Бауер О.Н. Определитель паразитов пресноводных рыб фауны СССР / О.Н. Бауер. – Л.: Наука, 1987. – Т.3. – 583 с.
2. Захваткін В.О. Паразити риб верхів'я Дністра / Захваткін В.О., Кулаківська О.П. // Наук. зап. Львівського наук. природозн. музею АН УРСР. – 1951. – Т.І. – С. 150–155.
3. Изюмова Н.А. Паразиты пресноводных рыб / Н.А. Изюмова. – М.: Знание, 1978. – 64 с.
4. Климина О. М. Эйдэкологія гирудофауны Ульяновской области : автореф. дисс. ... канд. биол. наук: 03.00.16 “Экология” / О.М. Климина. – Ульяновск, 2009. – 23 с.
5. Кулаковская О.П. Паразиты рыб бассейна Верхнего Днестра : автореф. дисс. ... канд. биол. наук: 03.00.25 “Паразитология, гельминтология” / О.П. Кулаковская. – Львов, 1955. – 14 с.
6. Лукин Е.И. Фауна СССР. Т.І. Пиявки пресных и солоноватых водоемов / Е.И. Лукин – Л.: Наука, 1976. – 484 с.
7. Лукин Є.І. Фауна України.: в 40 т. / Є.І. Лукин – К.: Вид-во АН УРСР, 1962. – Т.30. П'явки. – 1962. – 196 с.
8. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / О.М. Арсан, О.А. Давидов, Т.М. Дяченко [та ін.], за ред. В.Д. Романенка – НАН України. Ін-т гідробіології. – К.: ЛОГОС, 2006. – 408 с.
9. Определитель паразитов пресноводных рыб СССР / И.Е. Быховская-Павловская, А.В.Гусев, М.Н.Дубинина [и др.]. – Л.-М.: Изд-во Акад. наук СССР, 1962. – 776 с.
10. Шумило Р.П. К вопросу о паразитофауне рыб низовьев реки Днестра / Р.П. Шумило // Изв. Молдавского филиала АН СССР. – 1958. – № 8 (53). – С.31–41.
11. Шумило Р.П. Ихтиопаразитофауна реки Днестра / Шумило Р.П., Кулаковская О.П. // Паразиты животных Молдавии и вопросы краевой паразитологии. – 1963. – С.45–56.
12. Bush A.O. Parasitology meets ecology on its own terms: Margolis et al. revisited / A.O. Bush, K.D. Lafferty, J.M. Lotz, A.W. Shostak // J. Parasitol. – 1997. – Vol. 83, N 4. – P. 575–583.

13. Mann K.H. A study of the oxygen consumption of five species of leech / K.H. Mann // J. Exp. Biol. – 1956. – Vol. 33. – P. 615–626.

О.М. Гарматюк, О.І. Худий, Л.В. Худая, В.Ф. Череватов

Черновицкий национальный университет им. Юрия Федьковича, Украина

**ЗАРАЖЕННОСТЬ РЫБ ДНЕСТРОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА РЫБЬЕЙ ПИЯВКОЙ
PISCICOLA GEOMETRA (LINNAEUS, 1761) И ХАРАКТЕРИСТИКА УСЛОВИЙ ЕЕ
СУЩЕСТВОВАНИЯ**

Из четырех описанных для Днестра ихтиопаразитических видов пиявок в Днестровском водохранилище зарегистрирован всего один – *Piscicola geometra* L. Кислородные условия в водохранилище являются благоприятными для развития данного вида. Из одиннадцати обследованных видов рыб *P. geometra* обнаружена у шести. Наивысшие показатели зараженности характерны для леща.

Ключевые слова: пиявки, виды рыб, зараженность, Днестровское водохранилище

O.M. Garmatyuk, O.I. Khudyi, L.V. Khuda, V.F. Cherevatov

Yuriy Fedkovych Chernivtsi National University, Ukraine

**INFECTION OF PISCES OF DNESTR STORAGE POOL BY FISH LEECH *PISCICOLA
GEOMETRA* (LINNAEUS, 1761) AND DESCRIPTION OF TERMS OF ITS EXISTENCE**

From four described for the Dniester fish parasites species of leeches in the Dniester reservoir only one was recorded – *Piscicola geometra* L. Oxygen conditions, which were formed in the reservoir are favorable for the development of this species. Of the eleven studied fish species *P. geometra* was detected in six. The highest levels of infection are characteristic for bream.

Key words: leeches, fishess, infection, Dniester reservoir

УДК (574.2:595.771) (591.524.1+628.19) 001.53

М.Т. ГОНЧАРОВА

Інститут гідробіології НАН України

пр-т Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210

**ПОВЕДІНКОВІ РЕАКЦІЇ *CHIRONOMUS RIPARIUS* (DIPTERA:
CHIRONOMIDAE) НА ТОКСИЧНУ ДІЮ МІДІ**

Досліджені поведінкові реакції уникнення *Chironomus riparius* М е і г е н (Diptera: Chironomidae) середовища, забрудненого міддю. Встановлено, що вибір місця відкладання кладок самицями, а також вибір субстрату личинками не модифікується внесенням міді в діапазоні концентрацій 0,1–10 мг/дм³ Cu⁺².

Ключові слова: *Chironomus riparius*, реакції уникнення, мідь

Реакції уникнення можуть відігравати суттєву роль в пристосуванні водяних організмів до умов існування. Такі поведінкові адаптації вкрай важливі для виживання популяцій у токсичному середовищі [5].

Серед пріоритетних токсикантів, що не розкладаються і депонуються у донних відкладах, одне з провідних місць належить важким металам [3, 4]. Тому довготривале забруднення водних екосистем призводить до деградації, насамперед, донних біоценозів. Завдяки своїй масовості та убіквітарності хірономіди є надзвичайно важливим компонентом донних біоценозів. Показано, що вони приймають активну участь у процесах самоочищення та передачі токсичних речовин по трофічним ланцюгам [2].

З'ясування адаптаційних можливостей бентосних організмів, включно і дослідження поведінкових адаптацій до дії токсичних речовин, є важливим і актуальним завданням.

Метою роботи було вивчення поведінкових реакцій *Chironomus riparius* М е і г е н (Diptera: Chironomidae) на різних стадіях життєвого циклу у середовищі, забрудненому міддю.

Матеріал і методи досліджень

Для досліджень використовували лабораторну культуру *Ch. riparius* біотехнологічного комплексу Інституту гідробіології НАН України. Вивчення вибірковості незабрудненого середовища самицями при відкладанні кладок проводили в культивативній установці (0,7×0,5×2 м). Для цього у нижню частину культиватора розміщували кристалізатори об'ємом 0,3 дм³ з відстояною дехлорованою водопровідною водою та розчинами в ній сульфату міді з вмістом Cu⁺² 0,1 мг/дм³; 1 та 10 мг/дм³ у п'яти повторях та трьох серіях експериментів. Ємності були розміщені у випадковій послідовності. Після 48 год. експерименту підраховували кількість відкладених у кристалізатори кладок. У подальшому велося спостереження за ембріональним розвитком та виходом личинок, а також досліджували їх чутливість до дії сульфату міді за величиною середньої летальної концентрації (LC₅₀²⁴).

Дослідження реакції уникнення личинками хірономід донних відкладів, забруднених міддю, проводили у циліндричних камерах діаметром 15 см. Субстратом для досліджень слугував просіяний, ретельно промитий і висушений при температурі 105°C пісок з розміром часток 0,10–0,25 мм. До субстрату за 2 доби до проведення дослідів додавали розчин сульфату міді з розрахунковим кінцевим вмістом 0,05 мг; 0,5; 5; 50 і 100 мг Cu⁺² на кг сухої ваги. Вологість субстрату складала 20%. Субстрат розміщували у відсіках камери у формі сегментів кола (всього дванадцять сегментів у градієнтній послідовності, контроль і максимальна концентрація розташовувались навпроти), радіальні перегородки виймали і в центр камери вносили личинок *Ch. riparius* другої стадії (50 екз.). Товщина шару субстрату складала 2,0 см. Через 48 год. в кожному сегменті підраховували тварин. Досліди виконувались у трьох повторях.

Результати досліджень та їх обговорення

При відкладанні самицями кладок у забруднене міддю середовище не спостерігалось дозозалежного ефекту між концентрацією токсиканту та кількістю відкладених кладок (табл. 1). Біля 14% кладок були відкладені самицями у максимальну концентрацію. У концентрації 1 мг/дм³ та 0,1 мг/дм³ була відкладена приблизно рівна кількість кладок – біля 35%. При цьому у контролі їх було виявлено майже стільки, як і у найвищій концентрації. Слід також зауважити, що між повторами у серіях експериментів, незалежно від концентрації токсиканту, спостерігався вкрай нерівномірний розподіл кладок, що знайшло своє відображення у великих значеннях стандартного відхилення. На нашу думку, це може свідчити про наявність “групового ефекту” при виборі самицями місця для подальшого розвитку нащадків, що потребує подальших досліджень.

Таблиця 1

Відкладання самицями *Ch. riparius* кладок в розчини з різним вмістом Cu⁺², %; $\bar{X} \pm \sigma$, n=5

Вміст Cu ²⁺ , мг/дм ³	Серія			Середнє в серіях, %
	1	2	3	
10	19,4±33,0	6,8±10,2	16,1±22,6	14,1±6,5
1	12,6±23,3	54,5±65,9	38,7±14,5	35,3±21,2
0,1	39,8±33,0	36,4±56,8	29,0±40,3	35,1±5,5
контроль	28,2±41,7	2,3±5,7	16,1±11,3	15,5±13,0

Отже, аналіз отриманих даних дає підстави стверджувати, що самиці *Ch. riparius* при виборі місця для відкладання кладок не уникають забрудненого міддю середовища. Аналогічні результати були отримані також іншими дослідниками в експериментах з *Ch. riparius* та концентраціями міді до 1,3 мг/дм³ Cu⁺² [7], а також при дослідженні реакцій уникнення *Tanytarsus dissimilis* виробничих вод при видобутку вугілля [6].

При дослідженні поведінкових реакцій личинок *Ch. riparius* у середовищі з різним вмістом сульфату міді встановлено, що вони також не уникають забрудненого субстрату (табл. 2). Хоча личинки хірономід здатні до активного пересування, розподіл личинок у субстраті з різним вмістом міді був приблизно рівномірний.

На відсутність реакцій уникнення забрудненого субстрату личинками хірономід вказується також в роботах інших авторів. Так, в роботі [7] встановлено, що личинки *Ch. riparius* першої, другої та четвертої стадії не уникають субстрату, забрудненого міддю в діапазоні концентрацій 0,38–3,4 мг/кг. На відсутність вибірковості умов існування личинками трьох таксонів хірономід

(*Chironomus (salinarius) sp.*, *Procladius (Holotanypus) sp.*, *Sergentia coracina*) за дії кадмію в природних та експериментальних дослідженнях зазначається в [9].

Таблиця 2

Розподіл личинок *Ch. riparius* у субстраті з різним вмістом Cu^{+2} , %; $X \pm \sigma$, $n=6$

Вміст Cu^{+2} , мг/кг сухої маси	Кількість личинок, %
100	22,3 \pm 5,3
50	12,5 \pm 2,7
5	13,1 \pm 2,1
0,5	12,9 \pm 2,2
0,05	18,3 \pm 3,9
контроль	20,9 \pm 5,0

Проте існують протилежні дані, що свідчать про уникнення личинками хірономід забрудненого середовища. Так, в роботі [12] вказується на прямолінійні кореляційні взаємозв'язки між рівнями кадмію та цинку в донних відкладах та уникненням їх личинками *Chironomus tentans*. Зазначаються приблизні граничні концентрації важких металів, які уникаються хірономідами: 0,2–0,4 мг/кг для кадмію, 4,4–8,3 мг/кг для цинку та 0,8–1,5 мг/кг для хрому.

Необхідно зауважити, що нами вивчались високі концентрації міді, що негативно впливають на ембріональний розвиток та є летальними для личинок хірономід. Так, величина LC_{50}^{24} (Cu^{+2}) для личинок *Ch. riparius* першої стадії за нашими даними складає 0,71 мг/дм³. Проте самиці *Ch. riparius* під час відкладання кладок не уникали концентрацій навіть більше ніж в 10 разів перевищуючих цю величину. У максимальній з досліджених концентрацій (10 мг/дм³) біля 15% кладок не розвивались (рис. 1).

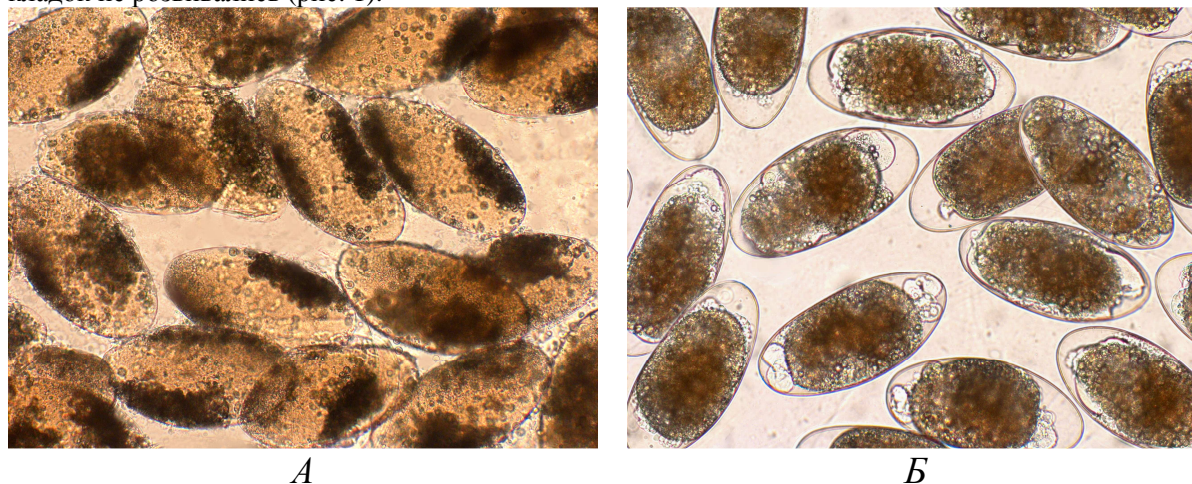


Рис.1. Припинення розвитку ембріонів *Ch. riparius* за дії іонів міді: А – вміст Cu^{+2} 10 мг/дм³, 24 год. експозиції; Б – контроль.

Для тих кладок, що не припиняли розвиток в цій концентрації, спостерігали суттєве збільшення часу ембріонального розвитку, вихід личинок зменшувався на 27% (табл. 3).

Таблиця 3

Вплив міді на розвиток ембріонів *Ch. riparius*

Концентрація Cu^{+2} , мг/дм ³	Середня кількість яєць у кладці	Вихід личинок, %	Час ембріонального розвитку, год.
10	437 \pm 35	71,3	93,5
1	435 \pm 54	94,6	68,3
0,1	448 \pm 55	95,3	67,0
контроль	454 \pm 41	98,0	66,2

Протікання ембріогенезу у середовищі з найменшою з досліджених концентрацією міді підвищувало толерантність личинок до гострого впливу цього токсиканту (табл. 4). Проте за дії більш високих концентрацій (вище величин LC_{50}) спостерігалось суттєве ослаблення організмів. Личинки, що вилупились з кладок при концентрації Cu^{+2} 10 мг/дм³, гинули навіть при їх перенесенні в чисту воду.

Аналогічні дані отримані також іншими дослідниками. В роботі [10] зазначається, що мідь в діапазоні концентрацій 0,1–5 мг/дм³ Cu⁺² не впливає на розвиток ембріонів *Chironomus decorus*, проте в концентрації 5 мг/дм³ Cu⁺² спостерігається лише часткове вилуплення личинок та їх миттєва загибель. В той же час Postma J.F. et. al. [11] встановили, що за дії кадмію до величин близьких 6 мкг/дм³ толерантність личинок *Ch. riparius* до кадмію в гострих експериментах підвищується, тобто малі концентрації є стимулюючими для личинок. Однак в наступних поколіннях серед толерантних до кадмію хірономід спостерігається висока смертність.

Таблиця 4

Середньолетальна концентрація Cu⁺² для личинок *Ch. riparius* (стадія I), ембріональний розвиток яких відбувався у середовищі з різними концентраціями міді

Концентрація Cu ⁺² у середовищі ембріогенезу, мг/дм ³	LC ₅₀ ²⁴ для Cu ⁺² , мг/дм ³
1	0,33
0,1	0,81
контроль	0,71

Висновки

В результаті проведених досліджень встановлено, що на імагінальній (під час вибору самицями середовища для відкладання кладок) і личиночній стадіях *Ch. riparius* не уникають забрудненого міддю середовища в концентраціях 1–10 мг/дм³. В той же час показано, що високі концентрації міді (вище 1 мг/дм³) негативно впливали на ембріональний розвиток та були летальними для личинок хірономід.

Підтвердженням відсутності у хірономід поведінкових реакцій, пов'язаних з вибірковістю незабруднених біотопів, є масове відкладання ними кладок у водойми зі значним забрудненням важкими металами та іншими токсикантами. В таких водних об'єктах може спостерігатися висока чисельність хірономід, проте реєструється і значний рівень морфологічних деформацій личинок [1, 9].

1. *Екологічний стан* водотоків басейну Верхньої Тиси (українсько-румунська ділянка) / [За ред. С.О. Афанасьєва]. – Ужгород: Інформаційно-видавниче агентство «ІВА», 2010. – 36 с.
2. Клишко О.К. Роль хірономід (Diptera, Chironomidae) в біологічній міграції хімічних елементів в екосистемі антропогенних водоемів / О.К. Клишко, Д.В. Авдеев, В.Е. Зазулина, С.В. Борзенко // Чтения памяти В.Я. Леванидова. – 2005. – Вып. 3. – С. 360–367.
3. Линник П.Н. Донные отложения водоемов как потенциальный источник вторичного загрязнения водной среды соединениями тяжелых металлов / П.Н. Линник // Гидробиол. журн. – 1999. – № 2. – с. 97–109.
4. Перевозников М.А. Тяжелые металлы в пресноводных экосистемах / Перевозников М.А., Богданова Е.А. – СПб.: ГосНИОРХ, 1999. – 228 с.
5. Флеров Б.А. Эколого-физиологические аспекты токсикологии пресноводных животных / Б.А. Флеров. – Л.: Наука, 1989. – 144 с.
6. Dauble D.D. Oviposition of *Tanytarsus dissimilis* (Diptera: Chironomidae) in Avoidance Trials with Coal Liquid Water-Soluble Components / Dauble D.D., Skalski J.R. // Source: Environmental Entomology. – 1983. – Vol. 12, N 6. – P. 1733–1736.
7. Dornfeld C. Do larvae and ovipositing *Chironomus riparius* (Diptera: Chironomidae) females avoid copper-contaminated environments? / C. Dornfeld, M. Moreira-Santos, E. Espindola, R. Ribeiro // Human and Ecological Risk Assessment. – 2009, Vol. 15, N 1. – P. 63–75.
8. Gerhardt A. Behavioural, developmental and morphological responses of *Chironomus* gr. *thummi* larvae (Diptera, Nematocera) to aquatic pollution. / Gerhardt A., Janssens de Bisthoven L. // J. Aquatic Ecosystem Stress @ Recovery (Formerly Journal of Aquatic Ecosystem Health). – 1995. – Vol. 4, N 3. – P. 205–214.
9. Hare L. Do aquatic insects avoid cadmium-contaminated sediments? / Hare L., Shooner F. // Environmental Toxicology @ Chemistry. – 1995. – Vol. 14, N 6. – P. 1071–1077.
10. Kosalwat P. Chronic toxicity of copper to a partial life cycle of the midge, *Chironomus decorus* / Kosalwat P., Knight A.W. // Archives of Environmental Contamination and Toxicology. – 1987. – Vol. 16, N 3. – P. 283–290.
11. Postma J.F. Tolerance induction and life cycle changes in cadmium-exposed *Chironomus riparius* (Diptera) during consecutive generations / Postma J.F., Davids C. // Ecotoxicol Environ Saf. – 1995. – Vol. 30. – P. 195–202.
12. Wentsel R. Avoidance response of Midge Larvae (*Chironomus* Tentans) to sediments containing heavy metals / R. Wentsel, A. McIntosh, W.P. McCafferty, G. Atchison, V. Anderson // Hydrobiologia. – 1977. – Vol. 55, N 2. – P. 171–175.

М.Т. Гончарова

Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

ПОВЕДЕНЧЕСКИЕ РЕАКЦИИ *CHIRONOMUS RIPARIUS* (DIPTERA: CHIRONOMIDAE) НА ТОКСИЧЕСКОЕ ДЕЙСТВИЕ МЕДИ

Исследованы поведенческие реакции избегания *Chironomus riparius* Meigen (Diptera: Chironomidae) среды, загрязненной медью. Установлено, что выбор места откладки кладок самками, а также выбор субстрата личинками не модифицируется внесением меди в диапазоне концентраций 0,1–10,0 мг/дм³ Cu⁺².

Ключевые слова: *Chironomus riparius*, реакции избегания, медь

М.Т. Goncharova

Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

AVOIDANCE BEHAVIOR OF *CHIRONOMUS RIPARIUS* (DIPTERA: CHIRONOMIDAE) TO COPPER TOXIC EFFECT

The avoidance behavior of different life stages of *Chironomus riparius*, including ovipositing females and larvae, to copper-contaminated environments was studied. Obtained data showed that none of the life stages of midges avoided copper in concentration range 0,1–10,0 mg/l Cu⁺².

Key words: *Chironomus riparius*, avoidance behavior, copper

УДК 577.352.38:577.64

Л. Л. ГНАТИШИНА¹, Г. І. ФАЛЬФУШИНСЬКА¹, О. П. ГОЛУБЄВ², Р. ДАЛЛІНГЕР³, Я. ГЬОРІ⁴, О. Б. СТОЛЯР¹

¹Тернопільський національний педагогічний університет ім. Володимира Гнатюка, Тернопіль, Україна

²Міжнародний державний екологічний університет ім. А.Д. Сахарова, Мінськ, Республіка Білорусь

³Університет Інсбруку, Відділ Зоології/Екофізіології, Інсбрук, Австрія

⁴Лімнологічний науковий інститут Балатону, Тіхані, Угорщина

**МЕТАЛ-ДЕПОНУЮЧА ТА АНТИОКСИДАНТНА ФУНКЦІЇ
МЕТАЛОТІОНЕЇНІВ ДВОСТУЛКОВОГО МОЛЮСКА
DREISSENA POLYMORPHA ЗА УМОВ ІСНУВАННЯ
У ПРИРОДНИХ ВОДОЙМАХ**

Виділені металотіонеїни травної залози двостулкового молюска дрейсени *Dreissena polymorpha* з відносно чистої та забрудненої водойми. Показано вищий ступінь гетерогенності, нижчу метал-депонуючу здатність та вищий вміст тіолів у металотіонеїнах дрейсени з забрудненої місцевості, що може забезпечувати компенсаторний ефект у антиоксидантному захисті в тканині за пригнічення функції супероксиддисмутази та глутатіону.

Ключові слова: металотіонеїни, дрейсена, антиоксидантний захист, природна водойма

Двостулкові молюски є головними фільтраторами прісних водойм і характеризуються унікальною здатністю акумулювати великі кількості забруднюючих речовин. Проте їх використання у біомоніторингу стану прісних водойм на території Центральної та Східної Європи практично не реалізується [1, 2, 9]. В наших попередніх роботах було показано високу чутливість метал-депонуючої функції металотіонеїнів (МТ) аборигенних двостулкових молюсків беззубки *Anodonta cygnea* та колетоптеру *Colletopterum pictinale* до місця відбору тварин [5, 15].

Метою цього дослідження є визначення адаптивного потенціалу МТ двостулкового молюска-вселенця *Dreissena polymorpha*.

Матеріал і методи досліджень

Дослідження проводили на особинах прісноводного двостулкового молюска *Dreissena polymorpha* з довжиною мушлі 2,7–3,0 см і масою 2–4 г у липні 2009 року. Як модельні біотопи обрано ділянку сильно забрудненої річки Свіслоч на околиці м. Мінськ (група М) та водойму джерельного походження в парку м. Тернополя з порівняно низьким рівнем забруднення (група Т). Для

дослідження використовували травну залозу молюсків. Всі процедури з відбору й обробки тканин проводили на холоді.

Вміст металотіонеїнів визначали за вмістом тіолів [7]. Одержання термостабільного екстракту та хроматографічне виділення з нього металотіонеїнів проводили шляхом послідовної хроматографії на сефадексі G-50 та ДЕАЕ-целюлозі, як описано раніше [10]. Для ідентифікації металотіонеїнів термостабільний екстракт піддавали електрофорезу в поліакриламідному гелі в денатуруючих умовах з додецилсульфатом Na [12].

Вміст цинку, міді та кадмію у тканині та фракціях металотіонеїнів вимірювали після спалювання зразків у перегнаній нітратній кислоті в співвідношенні 1:5 (маса:об'єм). Вміст цинку і міді визначали на атомно-абсорбційному спектрофотометрі С-115, кадмію – на спектрофотометрі S-600 і виражали в мкг та нмоль/г тканини.

Активність супероксиддисмутази (СОД) [КФ 1.15.1.1] вимірювали за зниженням швидкості відновлення нітротетразолію синього в присутності феназинметасульфату і НАДН [8]. Для визначення активності Mn-COD гомогенат витримували попередньо 60 хв при 0° С в присутності 5 мМ KCN, чим досягали повного пригнічення активності Cu,Zn-COD, а активність Cu,Zn-COD обчислювали як різницю загальної та Mn-залежної СОД-активності. Для характеристики пероксидного окиснення ліпідів (ПОЛ) визначали утворення ТБК-активних продуктів (ТБК-АП) в реакції з 2-тіобарбітуровою кислотою (ТБК). Визначення карбонільних похідних білків (КПБ) здійснювали за їх здатністю утворювати 2,4-динітрофенілгідрозони [3]. Загальний вміст глутатіону визначали ферментним методом, а вміст GSSG – після обробки проби вінілпіридином [11]. Обчислювали редокс-індекс глутатіону за відношенням вмісту відновленого глутатіону до загального: $([GSH] + 2[GSSG]) / 2[GSSG]$.

Статистичний аналіз біохімічних показників проводили з використанням пакета дисперсійного аналізу ANOVA, використовуючи комп'ютерні програми Statistica v7.0 та Excel для Windows-2000.

Всі реактиви, крім зазначених, були фірми “Реахим” кваліфікації х.ч.

Результати досліджень та їх обговорення

Присутність МТ у травній залозі дрейсени були ідентифіковано електрофоретично як білка з М 8 кДа (рис. 1А). МТ травної залози дрейсени за хроматографії на сефадексі G-50 виділяються у складі фракції з молекулярною масою (М) близько 8 кДа (МТ 8). Крім того, спостерігається вихід фракції з М близько 16 кДа (МТ 16), особливо істотний у молюсків групи М (рис. 1Б). Причому в М-групі вихід МТ 16 був вищим, ніж в Т-групі. Обидві фракції (МТ 8 та МТ 16) проявляють типові спектральні ознаки МТ (рис. 1Б, 1В) [14].

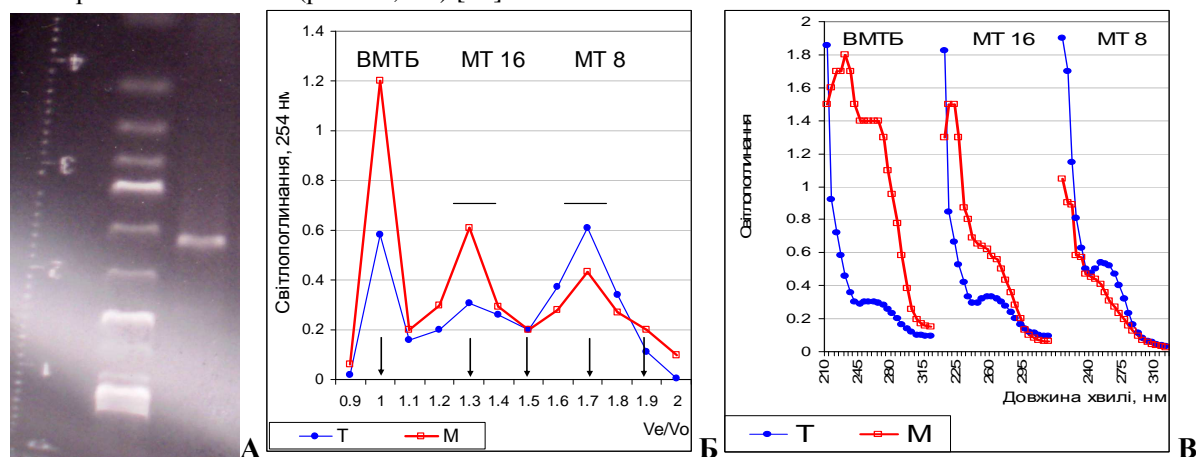


Рис. 1. Електрофореграма (А) та профілі елюції термостабільного екстракту травної залози молюска *Dreissena polymorpha* М-групи та Т-групи, одержані при гелі-розподільчій хроматографії на сефадексі G-50 (Б) та УФ-спектри отриманих фракцій (В). Горизонтальною лінією показано фракції, зібрані для подальшої обробки; стрілками вказано об'єм виходу маркерних білків.

У молюсків М-групи спектральні ознаки металотіонеїнів спостерігали і у високомолекулярній фракції, що разом з високим вмістом МТ 16 свідчить про часткову олігомеризацію цих білків. Оскільки в процесі електрофорезу за денатуруючих умов була виділена

лише одна фракція МТ, то, ймовірно, що високомолекулярні металотіонеїни дрейсени є продуктами олігомеризації, а не експресії окремих генів, як це показано для морських двостулкових [13].

Обидві МТ-вмісні фракції (МТ 8 та МТ 16) були піддані хроматографії на ДЕАЕ-целюлозі. Кожна з них утворювала типові для металотіонеїнів форми МТ-1 та МТ-2, ідентифіковані за профілем елюції стандартного розчину металотіонеїну кролика (рис. 2 А,Б), що свідчить про спільну природу фракцій з різною масою. МТ 16 утворювала і проміжну форму, МТ-2а, яка може бути результатом модифікації білків під впливом пошкоджуючих чинників середовища.

Визначення вмісту металів у травній залозі молюсків (табл. 1) показало, що у М-групі вміст міді, цинку та кадмію вищий, ніж в Т-групі, що може бути пов'язано з забрудненням місцевості. Сумарний вміст металів у складі металотіонеїнів у М-групі менший, ніж у Т-групі, що, на тлі вищого загального вмісту металів у тканині, свідчить про вищу частку металів у незв'язаній з МТ, гіпотетично токсичній формі у тканині молюсків з забрудненої місцевості. Разом з тим, вміст МТ, визначених за вмістом тіолів у їх складі, вищий у М-групі (табл. 2). Отже, невідповідність між участю МТ у депонуванні металів та потенційній їх здатності свідчить про те, що підвищена експресія цих білків може реалізуватись у іншій їх функції, ймовірно антиоксидантної захисті [7]. Крім того, вища здатність до олігомеризації МТ у дрейсени з забрудненої водойми, також, ймовірно, пов'язана з низьким рівнем залучення тіолів у метал-тіолатні кластери [10].

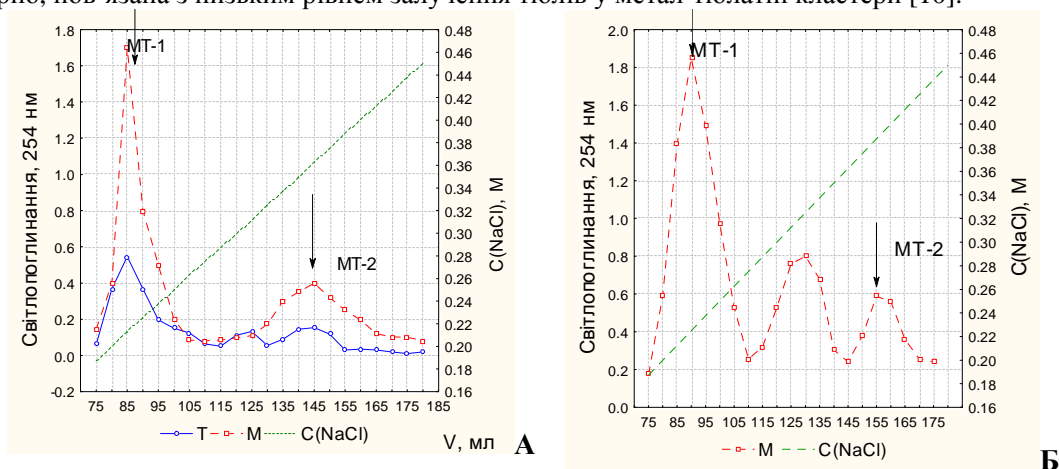


Рис. 2. Профілі елюції фракцій МТ 8 (М- та Т-групи) (А) та МТ 16 (М-групи) (Б) при іонообмінній хроматографії на ДЕАЕ-целюлозі в лінійному градієнті NaCl (0–1 М) в 0,01 М трис-НСl буфері, рН 8,0. А, Б: стрілками позначено вихід фракцій металотіонеїнів МТ-1 і МТ-2 стандартного металотіонеїну печінки кролика.

Таблиця 1

Вміст металів у тканині травної залози (мкг/г сухої тканини, $M \pm m$, $n=8$) та окремих фракціях металотіонеїнів травної залози двостулкового молюска *Dreissena polymorpha* (нмоль/г тканини, $M \pm m$, $n=8$)

Метали	М-група						
	Загальний вміст у тканині	МТ-10		МТ-20			Разом
		МТ-1	МТ-2	МТ-1	МТ-2a	МТ-2	
Cu	27,7±4,1	5,8±0,6	8,0±0,7	6,9±0,6	6,9±0,7	13,0±1,4	40,6
Zn	519,6±78,9	173,9±16,2	41,7±4,0	73,1±7,4	92,8±9,5	67,4±7,4	448,9
Cd	11,0±1,1	3,8±0,4	6,9±0,7	2,8±0,2	6,3±0,6	11,7±1,0	31,5
Метали	Т-група						
	Загальний вміст у тканині	МТ-10				Разом	
		МТ-1		МТ-2			
Cu	16,9±3,2*	44,5±0,5		38,4±3,8		83,0	
Zn	143,8±34,9*	495,3±52,0		404,7±43,1		900,0	
Cd	6,5±0,8*	30,3±2,9		17,0±1,8		47,3	

Примітка: тут і далі * – відмінності значень між двома місцями вилову вірогідні, $p < 0,05$

Порівняння показників системи антиоксидантного захисту у молюсків двох груп показало (табл. 2), що в М-групі є пригнічення головного ферменту антиоксидантного захисту СОД, причому як мітохондрійної (Мп-СОД), так і цитоплазматичної (Cu,Zn-СОД) форм, а також посилення

окисної деструкції білків. Редокс-індекс глутатіону також був нижчим у цих тварин на тлі нижчого вмісту загального глутатіону. Лише утворення ТБК-АП у тварин двох груп відрізнялося незначно.

Таблиця 2

Показники стану системи антиоксидантного захисту та вміст металотіонеїнів у травній залозі молюска *Dreissena polymorpha*, (M±m, n=8)

Біохімічні параметри	М-група	Т-група
Активність СОД, у.о.·мг ⁻¹ білка	0,8±0,1	1,7±0,3*
Активність Cu,Zn-СОД, у.о.·мг ⁻¹ білка	0,1±0,1	0,5±0,1*
Активність Mn-СОД, у.о.·мг ⁻¹ білка	0,6±0,1	1,2±0,4*
Загальний вміст глутатіону, нмоль/г тканини	110,4±30,2	490,1±10,2*
RI GSH	0,8±0,1	1,0 ±0,1
ТБК-АП, нмоль/г тканини	16,9±0,5	20,8±2,8*
Карбонільні похідні білків, мкмоль/г білка	54,0±5,3	37,7±3,7*
Металотіонеїни, мкг/г вологої тканини	39,8±4,6	14,7±2,0
Розчинний білок, мг/г тканини	57,6±8,6	54,4±15,1*

Висновки

Результати експерименту свідчать про досить високу чутливість чинників антиоксидантного захисту досліджених тварин до умов існування, що не призводить до глибоких прооксидантних змін в тканинах. У цьому зв'язку ознаки послабленої метал-депонуєчої функції за підвищеного вмісту тіолів у МТ дрейсени можуть мати компенсаторне значення у забезпеченні ефективного антиоксидантного захисту за перебування молюсків у токсичному середовищі.

Робота виконувалась в рамках спільних міжнародних науково-технічних проектів №Ф29/321-2009, №М/13-2009, №М/25-2009.

Автори висловлюють подяку інженеру Войтюку В.Б. за допомогу у визначенні вмісту металів у біологічних зразках.

1. Афанасьев С.А. Развитие европейских подходов к биологической оценке состояния гидроекосистем в мониторинге рек Украины / С.А. Афанасьев // Гидробиол. журн. – 2001. – Т. 37, № 5. – С. 3–18.
2. Лукашев Д.В. Оценка полиметаллического загрязнения р. Днепр методом расчета фонового содержания тяжелых металлов в моллюсках *Dreissena bugensis* / Д.В. Лукашев // Гидробиол. журн. – 2007. – Т. 43, № 6. – С. 65–80.
3. Луцак В.І. Показники оксидативного стресу. 1. Тіобарбітурактивні продукти і карбонільні групи білків / В.І. Луцак, Т.В. Багнюкова, О.В. Луцак // Укр. біохім. журн. – 2004. – 76, № 3. – С. 136–141.
4. Металотіонеїни дрейсени *Dreissena polymorpha* як біохімічні маркери забруднення середовища / Г. Фальфушинська, Л. Гнатишина, Х. Прийдун, О. Столяр // Праці НТШ. Хем. Біохем. – 2008. – Т. 21. – С. 282–290.
5. Столяр О.Б. Система антиоксидантної захисту в тканинах прісноводного двустворчатого моллюска *Colletopterum pictinale* (Unionidae) в условиях естественного водоема и переселения / О.Б. Столяр, Г. И. Фальфушинская, О.Г. Базан // Гидробиол. журн. – 2008. – Т. 44, № 3. – С. 58–68.
6. Antioxidant role of metallothioneins: a comparative overview / A. Viarengo, B. Burlando, N. Ceratto, I. Panfoli // Cell Mol. Biol. – 2000 – Vol. 46, № 2. – P. 407–417.
7. A simple spectrophotometric method for metallothionein evaluation in marine organisms: an application to Mediterranean and Antarctic molluscs / A. Viarengo, E. Ponzano, F. Dondero, R. Fabbri // Marine Environmen. Res. – 1997. – Vol. 44. – P. 69–84.
8. Beauchamp C. Superoxide dismutase: improved assay and an assay applicable to acrylamide gels / Beauchamp C., Fridovich I. // Anal. Biochem. – 1971. – Vol. 44. – P. 276–287.
9. Biomarkers in zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) for the assessment and monitoring of water quality of the St Lawrence River (Canada) / Y.De Lafontaine, F.Gagne, C. Blaise [et al.] // Aquat. Toxicol. – 2000. – Vol. 50. – P. 51–71.
10. Falfushynska H. I. Reactivity of metallothioneins in frog *Rana radibunda* treated by copper and zinc ions / H.I. Falfushynska, L.D. Romanchyk, O.B. Stolyar // Укр. біохім. журн. – 2010. – Т. 82, № 3. – С. 17–26.
11. Griffith O.W. Determination of Glutathione and Glutathione Disulfide Using Glutathione Reductase and 2-Vinylpyridine / O.W. Griffith // Anal. Biochem. – 1980. – Vol. 106. – P. 207–212.
12. Laemmli U.K. Cleavage of structural proteins during the assembly of the head of bacteriophage T4 / U.K. Laemmli // Nature. – 1970. – Vol. 227, № 5259. – P. 680–684.

13. *Metallothioneins* in aquatic invertebrates: Their role in metal detoxification and their use as biomarkers / J. C. Amiard, C. Amiard-Triquet, S. Barka [et al.] // *Aquatic Toxicology*. – 2006. – Vol. 76. – P. 160–202.
14. *Metallothioneins* in terrestrial invertebrates: structural aspects, biological significance and implications for their use as biomarkers / R. Dallinger, B. Berger, C. Gruber [et al.] // *Cell. Mol. Biol.* – 2000. – Vol. 46, N 2. – P. 331–346.
15. *Multi-biomarkers* approach in different organs of *Anodonta cygnea* from the Dnister basin (Ukraine) / H.I. Falfushynska, L. Delahaut, O.B. Stolyar [et al.] // *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* – 2009. – Vol. 57, N 1. – P. 86–95.

Л.Л. Гнатишина¹, Г.И. Фальфушинская, А. П. Голубев², Р. Даллингер³, Я. Ёйори⁴, О.Б. Столяр¹

¹Тернопольский национальный педагогический университет им. В. Гнатюка, Тернополь, Украина

²Международный государственный экологический университет имени А.Д. Сахарова, Минск, Республика Беларусь

³Университет Инсбрука, Отдел Зоологии и Экофизиологии, Инсбрук, Австрия

⁴Лимнологический научный институт Балатона, Тихани, Венгрия

МЕТАЛЛ-ДЕПОНУЮЩАЯ И АНТИОКСИДАНТНАЯ ФУНКЦИИ

МЕТАЛЛОТИОНЕИНОВ ДВУСТВОРЧАТОГО МОЛЛЮСКА *DREISSENA POLYMORPHA* В УСЛОВИЯХ ЕСТЕСТВЕННЫХ ВОДОЕМОВ

Выделены металлотиионеины пищеварительной железы двустворчатого моллюска дрейссены *Dreissena polymorpha* из относительно чистого и загрязненного водоемов. Показано более высокую степень гетерогенности, более низкую металл-депонирующую способность и повышенный уровень тиолов в металлотиионеинах дрейссены из загрязненной местности, что может обеспечивать компенсаторный эффект в антиоксидантной защите в ткани при угнетении функции супероксиддисмутазы и глутатиона.

Ключевые слова: металлотиионеины, дрейссена, антиоксидантная защита, естественный водоем

L. L. Gnatyshyna¹, H. I. Falfushynska¹, A. P. Golubev², R. Dallinger³, J. Jory⁴, O. B. Stolyar¹

¹ Ternopil National Volodymyr Hnatiuk Pedagogical University, Ternopil, Ukraine

²International state ecological university of the name of A.D. Sakharov, Minsk, Republic of Byelorussia

³University of Innsbruck, Department of Zoology / Ekophysiologi, Innsbruck, Austria

⁴Limnology scientific institute of Balaton, Tihanyi, Hungary

METAL-BINDING AND ANTIOXIDATIVE FUNCTIONS OF METALLOTHIONEINS IN BIVALVE MOLLUSK *DREISSENA POLYMORPHA* FROM FIELD WATER BODIES

The metallothioneins from the digestive gland of bivalve mollusk zebra mussel *Dreissena polymorpha* inhabiting comparatively clean and polluted aquatic sites were separated. Higher rate of the heterogeneity, lower metal-binding ability and higher level of thiols was shown for the metallothioneins of mussels from polluted site that might compensate the lack of the function of the superoxide dismutase and glutathione.

Key words: metallothioneins, dreissena, antioxidative defense, field aquatic body

УДК 574.5(28) : 574.583 + 57.047

Т.В. ГОЛОВКО, В.М. ЯКУШИН, Н.И. ТРОНЬКО, К.П. КАЛЕНИЧЕНКО,
Л.И. БАГНЮК

Институт гидробиологии НАН Украины

пр-т Героев Сталинграда, 12, Киев 04210

БАКТЕРИОПЛАНКТОН КИЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА И ЕГО ЭНЕРГЕТИЧЕСКИЙ БАЛАНС

Осуществлен ретроспективный анализ формирования микробиологического режима Киевского водохранилища и потока энергии через бактериопланктон. Изучены его структурно-функциональные показатели на современном этапе. Установлен циклический характер многолетней динамики развития планктонных бактерий, что, очевидно, связано с флуктуациями природных абиотических и биотических факторов, влияющих на функционирование экосистемы водохранилища.

Ключевые слова: бактериопланктон, продукция, сукцессия, энергетический баланс

Микробиологические исследования в Киевском водохранилище в полном объеме проводились в конце 1960-х годов [1]. В это же время, был рассчитан биотический баланс водохранилища, важной и необходимой составляющей которого являлся расчет потока энергии через бактериопланктон (БП). За прошедшие более 40 лет произошло становление гидрологического режима каскада днепровских водохранилищ. С учетом этого, а также климатических изменений, которые приобрели глобальный характер, представляло интерес изучить современное состояние БП Киевского водохранилища и провести ретроспективный анализ формирования его микробиологического режима.

Материал и методы исследований

В работе обобщены результаты трехлетних (летняя межень 2007–2009 гг.) исследований Киевского водохранилища по стандартной сетке станций, включавших определение уровня развития, интенсивности размножения, продукции и составляющих энергетического баланса планктонных бактерий. Осуществлен также сравнительный анализ современных величин исследованных микробиологических показателей с ретроспективными данными. В работе были использованы общепринятые в водной микробиологии методы [1, 3].

Результаты исследований и их обсуждение

Общая численность БП и его биомасса в период исследований отличались монотонностью распределения их величин по акватории и горизонтам водной толщи водохранилища (табл. 1). Достоверным является только своеобразие развития БП в различных фитоценозах. Общее содержание бактерий в зарослях тростника, как правило, было несколько выше, чем в рдесте, но ниже, чем в зарослях кубышки.

Таблица 1

Структурные показатели бактериопланктона в Киевском водохранилище в июле

Участок, горизонт	t°C	ОЧБ	В	СБ	К·10 ³
2007					
Глубоководье: поверхностный	24,5	1,53	0,64	0,49	3,1
придонный	23,0	1,41	0,65	2,61	0,6
Мелководье	23,2	1,84	0,91	2,30	0,8
В среднем по водохранилищу	23,5	1,66	0,79	1,92	0,9
2008					
Глубоководье, поверхностный	24,2	2,33	0,98	1,91	1,2
Мелководье	24,1	2,58	1,24	1,59	2,0
В среднем по водохранилищу	24,1	2,43	1,11	1,75	1,4
2009					
Глубоководье: поверхностный	23,1	1,81	0,91	0,88	1,5
придонный	22,5	1,57	0,81	0,26	6,0
Мелководье	22,3	1,36	0,68	1,62	0,8
В среднем по водохранилищу	22,8	1,58	0,80	0,92	1,7

Примечания: ОЧБ – общая численность бактерий, млн. кл/мл; В – биомасса, мг/л; СБ – сапрофитные бактерии, тыс. кл/мл; К·10³ – коэффициент бактериальной сукцессии

Анализ имеющихся в литературе данных [1, 2, 4] показал, что, начиная с конца 70-х гг., в течение последующего десятилетия происходило устойчивое снижение общего содержания БП (рис. 1). В настоящее время общая численность планктонных бактерий находится на уровне средних значений данного показателя конца 80-х гг. (1,8 млн. кл/мл) и колеблется в последние годы в пределах стандартного отклонения ($\sigma = \pm 0,47$). Поскольку существенной антропогенной нагрузки на водохранилище не наблюдается, такую динамику развития БП можно рассматривать как естественную флуктуацию уровня его развития, связанную с природными биотическими и абиотическими факторами.

Содержание сапрофитных бактерий в течение периода исследований изменялось по годам и акватории водохранилища в широких пределах (0,11–9,40 тыс. кл/мл). Отмечена тенденция к уменьшению количества бактерий – деструкторов подвижного органического вещества – от первого года настоящих исследований к последнему. Экстремально большие значения величины данного показателя отмечены в 2007 г. в районе Глебовского залива (8,28 тыс. кл/мл), в 2008–2009 гг. – в районе Сухолучья (9,40 тыс. кл/мл и 4,68 тыс. кл/мл соответственно). Различия между

количеством сапрофитных бактерий на поверхности и у дна, а также в глубоководных и мелководных участках были существенными, причем их характер менялся из года в год. Содержание указанных бактерий увеличивалось на участках, заросших погруженными растениями, и уменьшалось на чистоводье. Четких закономерностей в многолетней динамике сапрофитных бактерий установить не удалось в связи с отсутствием в литературе достаточного количества данных. Можно отметить только, что в настоящий период (по усредненным данным) уровень развития сапрофитных бактерий увеличился относительно конца 80-х гг. в 3,5 раза, составляя 1,53 тыс. кл/мл.

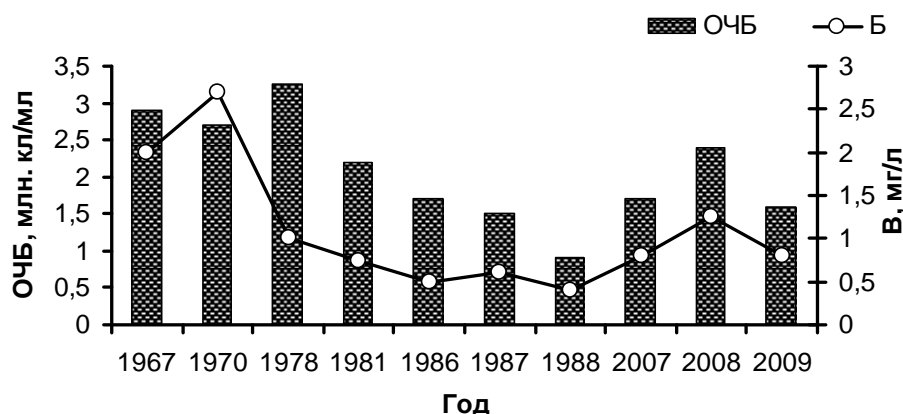


Рис. 1. Многолетняя динамика развития бактериопланктона в Киевском водохранилище (обозначения как в табл. 1)

По отношению общего числа бактерий к отдельным группам, активно потребляющим субстрат (в нашем случае к сапрофитным бактериям), можно судить о характере формирования бактериального сообщества в водоеме. Многолетняя динамика данного показателя, именуемого коэффициентом бактериальной сукцессии $K \cdot 10^3$, носит циклический характер, очевидно, вследствие формирования в водохранилище и особенно на мелководьях, занимающих значительную его часть, сообществ импульсной стабильности, находящихся на промежуточной стадии между молодостью и зрелостью.

Репродуктивная активность планктонных бактерий, оцениваемая по константе скорости роста (Kt , сут.⁻¹), соответствовала таковой в мезотрофных водоемах (табл. 2). В среднем по водохранилищу значения Kt увеличивались в ряду исследованных лет от 0,209 сут.⁻¹ до 0,555 сут.⁻¹

Таблица 2

Продукционные показатели бактериопланктона в Киевском водохранилище в июле

Участок, горизонт	t°C	K, сут. ⁻¹	P, мг/л в сутки	G, мг/л в сутки	G/(B+P), %
2007.					
Глубоководье, поверхностный	24,5	0,209	0,16	0	0
2008.					
Глубоководье, поверхностный	24,2	0,320	0,29	0,25	15
Мелководье	24,1	0,344	0,50	0,43	24
В среднем по водохранилищу	24,1	2,330	0,39	0,34	19
2009					
Глубоководье: поверхностный	23,1	0,490	0,51	0,45	34
придонный	22,5	0,751	0,93	0,57	33
В среднем по водохранилищу	22,8	0,555	0,62	0,46	132

Примечания: K – константа скорости роста; P – продукция; G – потребление бактерий зоопланктоном.

Анализ ретроспективных и последних данных динамики изменения скорости размножения БП позволяет с большой долей уверенности говорить о цикличности его развития. В настоящий момент функциональная активность планктонных бактерий находится на начальной стадии цикла и в дальнейшем следует ожидать роста объема и темпа их продуцирования.

Потребление БП зоопланктоном к 2009 г. значительно увеличилось, достигая оптимального для развития бактериальной популяции 30% уровня. Отмеченная нами ранее в других водоемах связь скорости размножения БП с его выеданием получила подтверждение при анализе многолетних изменений этих показателей (рис. 2).

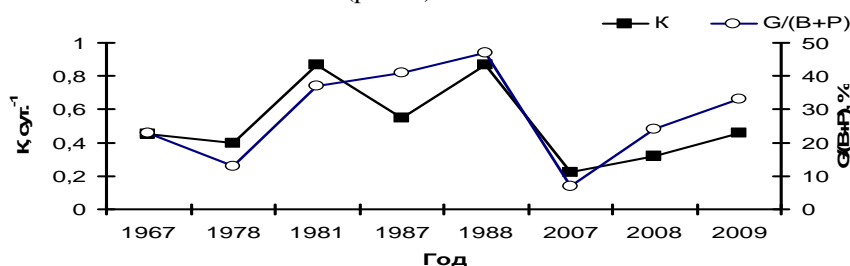


Рис. 2. Связь интенсивности размножения бактериопланктона (K , сут.⁻¹) с его удельным выеданием ($G/(B+P)$, %)

Продукционные исследования позволили рассчитать величины составляющих энергетического баланса БП и определить долю каждой из них в потоке энергии через бактериальное звено планктона (табл. 3).

Таблица 3

Составляющие энергетического баланса бактериопланктона

Год	t°C	A, ккал/м ³	R, ккал/м ³	P, ккал/м ³	G, ккал/м ³	M, ккал/м ³
1967	22,2	3,89	3,40	0,49	0,70	0
1970	21,9	5,12	4,41	0,71	0,39	0,32
1978	20,7	2,46	1,72	0,74	0,83	0
1981	23,5	5,51	4,97	0,54	0,45	0,09
1987	22,9	4,05	3,61	0,44	0,41	0,03
1988	25,4	2,59	2,15	0,44	0,37	0,07
2007	23,5	1,32	1,12	0,20	0,06	0,14
2008	24,1	2,20	1,78	0,42	0,36	0,06
2009	22,8	3,86	3,24	0,62	0,45	0,17

Примечания: A – ассимилированная энергия; R – дыхание, M – отмирание.

Большая часть ассимилированной бактериями энергии (81–85%) рассеивается в процессе дыхания, 15–19% ее расходуется на конструктивный обмен и только 5–16% переходит на следующий трофический уровень. Величины отношения продукции к дыханию (коэффициент P/R) свидетельствуют о невысоком уровне продуктивности БП в Киевском водохранилище как в 80-е гг., так и на современном этапе (табл. 4).

Таблица 4

Поток энергии через бактериопланктон

Год	R/A, %	P/A, %	G/A, %	M/A, %	P/R	B/A
1967	87	13	18	0	1,13	0,65
1970	86	14	8	6	0,16	0,44
1978	70	30	34	0	0,43	0,45
1981	90	10	8	2	0,11	0,13
1987	89	11	10	1	0,12	0,14
1988	83	17	14	3	0,17	0,14
2007	85	15	5	11	0,15	0,60
2008	81	19	16	3	0,19	0,50
2009	84	16	12	4	0,16	0,20

По динамике коэффициента B/A (биомасса, поддерживаемая единицей потока энергии) можно судить о направленности экологической сукцессии БП. По нашим и ретроспективным данным этот показатель плавно изменяется от высоких значений, свойственных зрелым экосистемам, к низким, характерных экосистемам, находящимся на стадии развития. В настоящее время намечается тенденция к снижению данного показателя, что может свидетельствовать об омоложении экосистемы водохранилища в целом (рис. 3).

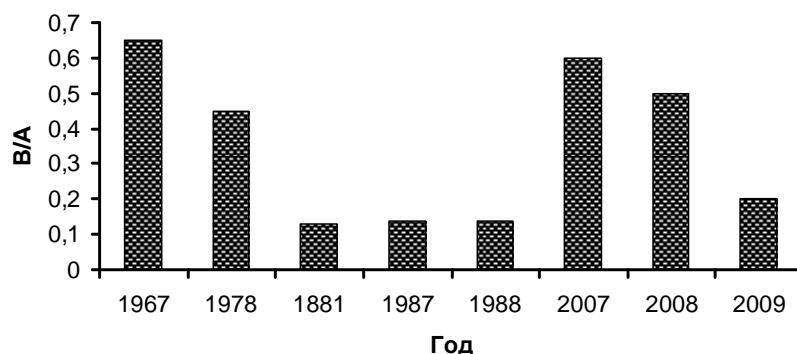


Рис. 3. Этапы сукцессии бактериопланктона в Киевском водохранилище

Выводы

Бактериопланктон Киевского водохранилища, начиная с периода стабилизации его микробиологического режима (начало 80-х гг. XX ст.), характеризуется выраженной цикличностью развития, что, очевидно, связано с влиянием природных абиотических и биотических факторов на функционирование экосистемы водохранилища.

1. Гак Д.З. Бактериопланктон и его роль в биологической продуктивности водохранилищ / Д.З. Гак. – М.: Наука, 1975. – 254 с.
2. Головки Т.В. Бактериопланктон и его трофическая роль в мезотрофном водоеме: автореф. дис. ... канд. биол. наук / Т.В. Головки. – К., 1984. – 25 с.
3. Иванов М.В. Метод определения продукции бактериальной биомассы в водоеме / М.В. Иванов // Микробиология. – 1995. – Т. 24, № 1. – С. 79.
4. Михайленко Л.Е. Бактериопланктон днепровских водохранилищ / Л.Е. Михайленко. – К.: Наук. думка, 1999. – 298 с.

Т.В. Головки, В.М. Якушин, Н.І. Тронько, К.П. Каленыченко, Л.І. Багнюк
Інститут гідробіології НАН України, Київ

БАКТЕРІОПЛАНКТОН КИЇВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА І ЙОГО ЕНЕРГЕТИЧНИЙ БАЛАНС

Здійснено ретроспективний аналіз формування мікробіологічного режиму Київського водосховища й потоку енергії через бактериопланктон. Досліджені його структурно-функціональні показники на сучасному етапі. Встановлено циклічний характер багаторічної динаміки розвитку планктонних бактерій, що, очевидно, пов'язано з мінливістю природних абіотичних і біотичних чинників, які впливають на функціонування екосистеми водосховища.

Ключові слова: бактериопланктон, продукція, сукцесія, енергетичний баланс

T.V. Golovko V.M. Yakushin, N.I. Tron'ko, K.P. Kalenichenko, L.I. Bahnyuk
Institute hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

BAKTERIOPLANKTON OF KYIV WATER RESERVOIR'S KYIV AND HIM ENERGETIC BALANCE

The paper deals with retrospective analysis of the Kyiv water reservoir's microbiological regime and energy flow via bacterioplankton. Its structural and functional characteristics at the present stage of development have been studied. The yearly dynamics of planktonic bacteria development proves to be of cyclic pattern, which is evidently related to variability of natural abiotic and biotic factors, making impact upon the water-reservoir ecosystem functioning.

Key words: bacterioplankton, production, succession, energetic balance

УДК 574.224:594.381

А.П. ГОЛУБЕВ¹, О.А. БОДИЛОВСКАЯ¹, Е.В. ГОДУН¹, Л.Е. СЛЕСАРЕВА¹,
О.Б. СТОЛЯР²¹Международный государственный экологический университет имени А.Д.Сахарова
ул. Долгобродская, 23, Минск 220009, Республика Беларусь²Тернопольский национальный педагогический университет им. Владимира Гнатюка
ул. М.Кривоноса, 2, Тернополь 46027, Украина

СПОСОБНОСТЬ БОЛЬШОГО ПРУДОВИКА *LYMNAEA STAGNALIS* (GASTROPODA, PULMONATA) К ДЛИТЕЛЬНОМУ САМООПЛОДОТВОРЕНИЮ КАК ФАКТОР ЕГО ПОПУЛЯЦИОННОЙ СТАБИЛЬНОСТИ

L. stagnalis способен размножаться самооплодотворением (СО) в десяти последовательных поколениях при сохранении достаточно высокой выживаемости и плодовитости потомства. Размножение посредством СО обеспечивает воспроизводство природных популяций данного вида в условиях постоянной и высокой элиминации.

Ключевые слова: легочные моллюски, популяции, перекрестное оплодотворение, самооплодотворение, рост, плодовитость, адаптация

Для природных популяций пресноводных легочных моллюсков характерны значительные сезонные и многолетние колебания численности. Основными их причинами являются колебания уровня воды, приводящие к высыханию значительных площадей прибрежных биотопов и массовой гибели в сообществах зообентоса, пресс многочисленных хищников, летнее повышение температуры воды до 30°C и выше. Наряду с этим, инвазированность легочных моллюсков промежуточными стадиями развития трематод существенно снижает их плодовитость, вплоть до полного прекращения размножения [8]. С другой стороны, у легочных моллюсков как гермафродитных видов, имеется ряд специфических механизмов поддержания устойчивости их популяций в нестабильной среде. В первую очередь, это наличие, наряду с перекрестным оплодотворением (ПО, норма полового размножения), его вынужденной формы – самооплодотворения (СО), которое имеет место при длительном отсутствии партнера по копуляции [2]. Способность к СО у легочных моллюсков имеет несомненное адаптивное значение, поскольку позволяет немногим выжившим особям быстро восстановить численность их популяций. Вместе с тем, СО приводит к гомозиготизации генома и снижению генотипического разнообразия популяций моллюсков, что может иметь негативные последствия [4]. Влияние СО в первом поколении на рост и размножение водных легочных изучено достаточно подробно. Исследования длительного (в ряду поколений) СО на эти процессы единичны, что обуславливает необходимость специальных исследований.

Материал и методы исследований

В лабораторных условиях выполнены сравнительные исследования изменчивости важнейших параметров жизненного цикла в потомстве большого прудовика *Lymnaea stagnalis* Linne, 1758 от ПО и девяти последовательных поколений от СО. Моллюсков, отловленных в реке Припять и озере Персток (зона ЧАЭС) летом 2006 г., выдерживали в лаборатории группами по 7–10 особей для получения кладок от ПО. Кладки инкубировали поодиночке до выхода молоди и достижения ею возраста 2–3 недель. Затем из отдельных кладок отбирали по 15–20 особей, которых выращивали поодиночке до вымета ими кладок от СО в первом поколении (СО-1). Потомство от СО во втором (СО-2) и последующих поколениях, вплоть до девятого (СО-9), получали по аналогичной схеме.

Из каждого поколения обеих линий от ПО и СО отбирали по 10–18 моллюсков в возрасте 2–3 недели, которых выращивали поодиночке в сосудах объемом 250 мл. Очевидно, все особи в подобных условиях размножались посредством СО. У всех особей периодически определяли массу тела, произведенные ими кладки удаляли из сосудов для подсчета числа яйцевых капсул в них. При расчетах средней плодовитости в поколениях и линиях использованы данные для всех экспериментальных моллюсков, в том числе и не размножавшихся.

По причине сезонной цикличности процессов роста и размножения *L. stagnalis*, сохраняющейся даже в относительно стабильных лабораторных условиях, все поколения от ПО и

СО были разделены на две серии. В зимнюю серию включены поколения, отрожденные в августе–сентябре и выращенные до апреля–мая, а в летнюю – отрожденные в конце апреле–мае и выращенные до конца сентября. Температура воды в зимней и летней сериях изменялась в пределах 14–18°C и 20–28°C соответственно. Корм (свежие листья одуванчика – летом и ботва салата – зимой) задавали с избытком. Статистические расчеты проведены с помощью программ STATISTICA 8.0.

Результаты исследований и их обсуждение

При размножении посредством СО в потомстве *L. stagnalis*, начиная с СО-2, отмечены очевидные признаки инбредной депрессии. Так, средняя выживаемость эмбрионов в кладках от ПО и СО-1 достигала 95–99%, тогда как в кладках от СО-4 до СО-9 она снизилась до 50–60%. Еще более существенным было уменьшение доли размножающихся особей в группах моллюсков, достигших в эксперименте средних размеров половозрелых особей. Если в потомстве от ПО и СО-1 этот показатель составлял 90%–100%, то уже в потомстве от СО-2 он снизился до 35–55%. В поколении СО-7 он возрос до 50–70%, в поколении от СО-9 – вновь снизился до 10–40%. Вероятно, чистые линии, происходящий от отдельных самооплодотворяющихся особей, имеют разную потенциальную способность к размножению посредством СО в ряду поколений.

Во всех поколениях от СО зимней серии отмечено существенное, по сравнению с потомством от ПО, возрастание размеров половозрелых особей и удлинение ювенильного периода, что снижает возможности адаптации популяций *L. stagnalis* к существованию в холодных водоемах.

В летней серии установлены противоположные тенденции изменений этих показателей (табл.). Размножение посредством СО в обеих сериях приводит к существенному снижению (более чем в 2 раза) средней массы яйцевых капсул в кладках *L. stagnalis*, однако без существенного изменения средней массы новорожденных особей.

Выявленные в летней серии ускорение полового созревания и заметное измельчание особей являются характерными признаками г-отбора, типичного для популяций и видов, обитающих в нестабильных и непредсказуемых условиях среды.

В зимней серии не отмечено статистически значимых различий этого показателя в большинстве поколений от СО по сравнению с ПО. Однако потомство от СО-4 характеризовалось значительно более высокой средней плодовитостью, чем потомство от ПО из обеих серий. В летней серии средняя плодовитость особей в во всех поколениях от СО снижалась (в 2 раза и более) по сравнению с потомством от ПО. Однако плодовитость ряда особей в потомстве от СО-9 в линиях Перстка и Припяти достигала соответственно 841 и 40 яиц, а выживаемость эмбрионов в их кладках (потомство от СО-10) была весьма высокой.

Таким образом, большой прудовик потенциально способен размножаться посредством СО, по меньшей мере, в десяти последовательных поколениях. Это позволяет его природным популяциям, несмотря на очевидные признаки инбредной депрессии, переживать многолетние периоды неблагоприятных условий среды. Ранее среди пресноводных легочных моллюсков подобная способность в эксперименте была показана лишь у южноамериканского вида *Biomphalaria tenagophila*, но только в четырех последовательных поколениях [9].

В целом, воздействие СО на выживаемость, рост и размножение водных легочных моллюсков неоднозначно. У большинства видов отмечено существенное снижение этих параметров в потомстве от СО уже первом поколении [1, 3, 6], однако у *B. tenagophila* негативного воздействия не установлено даже в четырех последовательных поколениях от СО [9]. Возможно, причиной подобных различий является неодинаковая степень инбредной депрессии, вызванная СО, у разных видов.

Данные о сравнительной распространенности ПО и СО в природных популяциях пресноводных легочных моллюсков малочисленны. Установлено, что *L. stagnalis* даже в разреженных популяциях размножается преимущественно посредством ПО [7]. Напротив, у *Lymnaea truncatula* СО преобладает даже при высокой плотности популяций [5]. Очевидно, что СО у *L. stagnalis*, как, вероятно, и у других видов пресноводных легочных моллюсков хоть и вынужденный, но вполне обычный способ размножения. Оно, хоть и в меньшей степени, чем ПО, но достаточно эффективно обеспечивает воспроизводство их природных популяций в условиях постоянной и высокой элиминации.

Изменения средних значений ряда параметров жизненного цикла в лабораторных линиях
Lymnaea stagnalis при размножении посредством СО

Покое- ление	Зимняя серия		Летняя серия	
	Линия Перстка	Линия Припяти	Линия Перстка	Линия Припяти
Возраст вымета первой кладки, сутки				
ПО	170,5 ± 35,7*	205 ± 30,0	107,2 ± 12,7	102,8 ± 8,8
СО-1	187,2 ± 58,1	235 ± 20,5	–	–
СО-2	–	–	125,5 ± 27,5	86,0 ± 12,7*
СО-4	262,5 ± 55,3	193,0 ± 42,5	–	–
СО-5	–	–	79,4 ± 9,7	78,5 ± 4,0
СО-6	248,7 ± 14,3	255,6 ± 20,7	–	–
СО-7	–	–	84,0 ± 9,6	87,0 ± 11,6
СО-8	210,0 ± 37,8	241,6 ± 27,2	–	–
СО-9	–	–	117,3 ± 4,7	92***
Суммарная плодовитость за период эксперимента				
ПО	225 ± 386	161 ± 192	947 ± 496	882 ± 782
СО-1	116 ± 147	88 ± 225	–	–
СО-2	–	–	142 ± 280	171 ± 222
СО-4	705 ± 608	1250 ± 1115	–	–
СО-5	–	–	362 ± 185	458 ± 339
СО-6	439 ± 266	165 ± 220	–	–
СО-7	–	–	268 ± 253	473 ± 226
СО-8	482 ± 341	221 ± 211	–	–
СО-9	–	–	246 ± 339	5 ± 15,5****
Масса тела при вымете первой кладки, мг				
ПО	2446 ± 598	2160 ± 680	2271 ± 535	1949 ± 625
СО-1	2491 ± 755	3159 ± 842	–	–
СО-2	–	–	1116 ± 558	778 ± 287
СО-4	3114 ± 812	2854 ± 647	–	–
СО-5	–	–	866 ± 318	1362 ± 321
СО-6	3315 ± 889	2539 ± 804	–	–
СО-7	–	–	919 ± 238	1006 ± 257
СО-8	3254 ± 939	3131 ± 1081	–	–
СО-9	–	–	928 ± 315	611**
Дефинитивная масса особей, мг				
ПО	2919 ± 435	2450 ± 709	2948 ± 445	2420 ± 753
СО-1	3126 ± 679	2252 ± 1037	–	–
СО-2	–	–	1048 ± 728	1046 ± 415
СО-4	3936 ± 727	3844 ± 586	–	–
СО-5	–	–	2310 ± 665	2820 ± 473
СО-6	4118 ± 822	3095 ± 1397	–	–
СО-7	–	–	1491 ± 462	1573 ± 567
СО-8	3577 ± 728	3325 ± 931	–	–
СО-9	–	–	1709 ± 315	1059 ± 404

Примечания: *среднее квадратичное отклонение; ** средние значения параметров в потомстве от СО в разных поколениях достоверно отличаются от таковых в потомстве от ПО ($P < 0,05$); *** данные для единственной размножавшейся особи; **** суммарная плодовитость за жизненный цикл у единственной размножавшейся особи – 40 яиц.

Выводы

В эксперименте *L. stagnalis* размножается самооплодотворением (СО) в десяти последовательных поколениях при сохранении достаточно высокой выживаемости и плодовитости потомства. Размножение посредством СО обеспечивает воспроизводство природных популяций данного вида в условиях постоянной и высокой элиминации.

Работа выполнялась в рамках совместного международного научно-технического проекта «Оценка антистрессорного ответа пресноводных двусторчатых и легочных моллюсков в Украине и Республике Беларусь» («ДФФД – БРФФД – 2009» № Ф29/321-2009), финансируемого Белорусским республиканским фондом фундаментальных исследований и Фондом фундаментальных исследований Украины.

1. Байчоров В.М. Влияние автогамии и гетерогамии на репродуктивные характеристики брюхоногого моллюска *Costatella integra* / В.М. Байчоров, Т.М. Лаенко, Л.Л. Нагорская // ДАН Беларуси. – 1994. – Т. 38, № 4. – С. 75–78.
2. Березкина Г.В. Экология размножения и кладки яиц пресноводных легочных моллюсков / Березкина Г.В., Старобогатов Я.В. // Тр. Зоол. ин-та АН СССР. – 1988. – Т. 174. – 306 с.
3. Голубев А.П. Разнокачественность роста и воспроизводства в семьях *Physella integra* (Pulmonata, Physidae) в зависимости от способа оплодотворения и очередности выхода из кладок / А.П. Голубев, Н.Н. Рощина, Н.С. Борисова // Экология. – 1996. – № 1. – С. 65–71.
4. Agrawal A.F. Parasites and evolution of self-fertilization / Agrawal A.F., Lively C.M. // Evolution Int. J. Org. Evolution. – 2001. – Vol. 55, N 5. – P. 869–879.
5. Field and experimental evidence of preferential selfing in the freshwater mollusk *Lymnaea truncatula* (Gastropoda, Pulmonata) / C. Meunier, S. Hurtrez-Boussès, R. Jabbour-Zahab [et al.] // Heredity. – 2004. – Vol. 92. – P. 316–322.
6. Jarne P. Inbreeding depression and self-fertilization in *Lymnaea peregra* (Gastropoda: Pulmonata) / Jarne P., Delay B. // Heredity. – 1990. – Vol. 64, N 2. – P. 169–175.
7. Predominance of outcrossing in *Lymnaea stagnalis* despite low apparent fitness cost of self-fertilization / M. Puurtinen, K. Emily Knott, S. Suonpää [et al.] // J. Evol. Biol. – 2007. – Vol. 20, N 3. – P. 901–912.
8. The effect of *Schistosoma haematobium* infection on the growth and fecundity of three sympatric species of bulinid snails / S. E. Fryer, R. C. Oswald, A. J. Probert, N. W. Runham // J. Parasitol. – 1990. – Vol. 76, N 4. – P. 557–563.
9. Tuan R. Effect of self-fertilization on *Biomphalaria tenagophila* (Orbigny, 1835) (Pulmonata: Planorbidae) / Tuan R., Simões L.C.G. // Genet. Mol. Biol. – 1998. – Vol. 21, N 4.

О.П. Голубев¹, О.О. Бодилівська¹, Е.В. Годун¹, Л.Е. Слесарева¹, О.Б. Столяр²

¹Міжнародний державний екологічний університет ім. А.Д.Сахарова, Республіка Білорусь

²Тернопільський національний педагогічний університет ім. Володимира Гнатюка, Україна

ЗДАТНІСТЬ СТАВКОВИКА *LYMNAEA STAGNALIS* (GASTROPODA, PULMONATA) ДО ТРИВАЛОГО САМОЗАПЛІДНЕННЯ ЯК ФАКТОР ЙОГО ПОПУЛЯЦІЙНОЇ СТАБІЛЬНОСТІ

У експерименті *L. stagnalis* розмножується самозаплідненням (СЗ) у десяти послідовних поколіннях при збереженні достатньо високого виживання та плодючості потомства. Розмноження шляхом СЗ забезпечує відтворення природних популяцій даного виду за умов постійної та високої елімінації.

Ключові слова: легеневі молюски, популяції, перехрестне запліднення, самозапліднення, ріст, плодючість

A. Golubev¹, O. Bodilovska¹, K. Godun¹, L. Slesareva¹, O. B. Stolyar²

¹International state ecological university is the name of A.D.Sakharov, Republic Belarus'

²Ternopil National Volodymyr Hnatiuk Pedagogical University, Ukraine

THE ABILITY OF POND SNAIL *LYMNAEA STAGNALIS* (GASTROPODA, PULMONATA) TO PROLONGED SELF-FERTILIZATION AS THE FACTOR OF STABILITY OF THEIR POPULATIONS

In experiment *L. stagnalis* is capable to reproduce by self-fertilization (SF) through ten successive generations with retaining of rather high survival and fecundity in progeny. Reproduction by SF ensures reproduction of natural populations of their species at conditions of permanent and high elimination.

Key words: pulmonary mollusks, populations, cross fertilization, self-fertilization, growth, fertility, adaptations

УДК 547.9+591.5+581.524.1+582.26/27+632.9

Є.Б. ГОЛЬДІН

Південна філія Національного університету біоресурсів і природокористування України «Кримський агротехнологічний університет»
Аграрне, Сімферополь 95492, АР Крим, Україна

ЕКСПРЕС-ТЕСТУВАННЯ ЯК ІНСТРУМЕНТ ВИЗНАЧЕННЯ БІОЦИДНОЇ АКТИВНОСТІ ЦІАНОБАКТЕРІЙ

Для тестування лабораторної культури ціанобактерії *Microcystis aeruginosa* на біоцидні властивості в різних варіантах були використані мухи-дрозофіли. Встановлено, що застосовані методи дозволяють швидко одержувати та аналізувати інформацію про біологічну активність ціанобактерій.

Ключові слова: ціанобактерії, членистоногі, міжвидові взаємовідносини, біоцидна дія

Постійне зростання інтересу до біоцидних властивостей ціанобактерій та їх значення в міжвидових взаємовідносинах з організмами різного еволюційного рівня в водних та наземних екосистемах [5, 9] обумовлює необхідність розроблення спеціальних методів, що дозволяють відносно швидко оцінити рівень активності культур або природних ізолятів [1]. Тому наша увага була спрямована на виявлення особливостей різноманітних форм взаємодії ціанобактерій з членистоногими, включаючи трофічні, антагоністичні та репелентні зв'язки, які мають вплив на різні життєві функції мешканців біотопів [6]. У свою чергу, значний обсяг запроваджених раніше скринінгових досліджень еколого-біохімічної природи космополітного виду *Microcystis aeruginosa* Kütz. emend. Elenk. та практичний досвід в цій галузі визначив формування головних принципів та напрямків проведення експериментальних робіт [8].

Матеріал і методи досліджень

Розроблена тест-система має такі складові:

1. Одночасне застосування стаціонарного вирощування ціанобактерій на люменостаті та інтенсивного їх культивування з регульованим поданням CO₂ та біогенних елементів для одержання первинної інформації про умови прояву найбільшої активності.
2. Тестування культур, вирощених на середовищах, які різною мірою були забезпечені джерелами азоту та фосфору: а) норма; б) подвійний вміст азоту (+N); в) ліміт по азоту – вміст удвічі нижчий за норму (-N); г) подвійний вміст фосфору (+P); д) ліміт по фосфору (-P); е) подвійний вміст азоту і ліміт по фосфору (+N; -P); ж) подвійний вміст фосфору і ліміт по азоту (+P; -N). Ці культури використовували для тестування з інтервалом в 10 діб протягом двох місяців.
3. Використання лабораторної популяції мухи-дрозофіли *Drosophila melanogaster* Meigen (дикий тип) як тест-об'єкту, що забезпечує швидке отримання показників антифідантного, ентомоцидного, метатоксичного та інших проявів.
4. Проведення комплексних досліджень, спрямованих на одержання щоденної повної інформації про стан тест-об'єкту, насамперед харчування, ростові процеси, метаморфоз та смертність [4].
5. Проведення паралельних досліджень з метою виявлення зв'язку між біоцидною активністю культур ціанобактерій, їх віком, кількістю клітин, складом середовища та вмістом ліпідів і терпенових сполук [7].

Під час експериментів використовували альгологічно чисту культуру *M. aeruginosa*, люб'язно надану нам з колекції Інституту гідробіології НАН України, яку вирощували на середовищі Фітцджеральда в модифікації Цендера и Горхема (№ 11) [10] в колбах Ерленмейера (V=1,0 л), розміщених в люменостаті з безперервним освітленням лампами ЛБ-80 (3000 лк) при температурі 25–30°C впродовж 60 діб. Кількість клітин визначали прямим підрахунком в камері Горяєва. Експрес-тестування біоцидної активності ціанобактерій на мухах-дрозофілах проводили додаванням культур з різним вмістом сполук N і P (2 мл) (в контрольному варіанті – 2 мл середовища № 11) до агаризованого поживного середовища для комах (8 мл). В подальшому дрозозфіли (групи з чотирьох самців та чотирьох самок в кожній за трьох повторностей в усіх варіантах дослідів) висаджували на поверхню середовища.

Кількісний та якісний вміст терпенових сполук визначали методом газорідинної хроматографії, а ліпідну фракцію вилучали хлороформ-метанольною екстракцією за Фолчем [3].

Результати досліджень та їх обговорення

Аналіз показників експериментів свідчить про інгібування життєвих функцій комах (живлення, ріст та метаморфоз, а у загальному підсумку – загибель значної частини дрозофіл у відносно стислі строки (5–7 діб) в усіх варіантах дослідів. Біологічна активність ціанобактерій послідовно збільшувалася в залежності від віку культур та досягала максимальних показників на 30-у добу культивування, коли смертність комах в різних варіантах коливалась від 16 до 21 особини з 24-х (табл. 1).

Таблиця 1

Смертність комах від культур *M. aeruginosa*

Варіанти	Вік культур <i>M. aeruginosa</i>		
	10 діб	20 діб	30 діб
Норма	14	17	19
- N	3	18	17
+ N	8	11	16
- P	19	11	18
+ P	14	10	21
- P; + N	16	15	21
+ P; - N	15	16	21
Контроль (середовище № 11)	2	4	3

Примітка: В кожному варіанті було 24 мухи-дорозофіли; смертність комах підраховували протягом 7 діб.

Далі поступово відбувалося зменшення біоцидності, включаючи культури, які росли потягом 40–60 діб. Наприклад, показники летальності в 10-ти і 60-ти добових культурах були аналогічними. Порівняння динаміки біоцидності ціанобактерій, які мають різний ступінь забезпечення джерелами N і P, дозволяє стверджувати, що одночасна взаємна зміна концентрації біогенних компонентів у середовищі має вплив на підвищення біологічної активності культур (табл. 2).

Таблиця 2

Вплив культур *M. aeruginosa* на метаморфоз комах (лялькування в %)

Варіанти	Вік культур <i>M. aeruginosa</i>	
	20 діб	30 діб
Норма	53,2	62,2
- N	47,2	92,0
+ N	60,8	67,6
- P	73,8	86,5
+ P	67,0	58,7
- P; + N	77,6	55,4
+ P; - N	37,5	56,8
Контроль: середовище № 11	100,0*	100,0

Примітка: Тривалість дослідів складала 7 діб; в кожному варіанті було 24 мухи-дорозофіли.

Впливає на смертність комах також лімітування ціанобактерій по азоту та фосфору (табл. 1).

Визначення густини культур протягом всього дослідження не дає підстав для констатації наявності безпосередньої залежності між кількістю клітин в 1 мл середовища і біологічною активністю, проте густина в варіантах з інгібуючим ефектом повинна бути нижчою $0,6 \cdot 10^6$ кл/мл [2]. Слід зазначити, що ці висновки стосуються тих видів ціанобактерій, які в нативному стані виявляють біоцидну дію на комах.

Існує певний взаємозв'язок між вмістом терпенових сполук в культурі і біоцидними властивостями. Так, в найактивніших варіантах (зокрема, в культурі з подвійним вмістом N та лімітованою по P) вміст терпенової фракції послідовно підвищується на 10–30-ту добу росту ($1,8 \cdot 10^{-4}$ – $3,9 \cdot 10^{-4}$ %). Одночасно спостерігається зростання антибактеріальних [2] і ентомоцидних показників (табл. 3).

Біологічно активні речовини і смертність комах

Фракції і сполуки	Вік культур <i>M. Aeruginosa</i>			
	10 діб	20 діб	30 діб	40 діб
Вміст ліпідів в культурі, %	1,0	1,08	1,29	1,69
Вміст терпенів в культурі, %	0,00021	0,00021	0,00024	0,00016
Цитронелол, % у фракції	8,59	9,35	–	–
Нерол, % у фракції	4,79	3,77	3,8	10,7
Гераніол, % у фракції	3,64	–	–	3,58
β -фенілетиловий спирт, % у фракції	10,3	8,16	10,2	34,9
Евгенол, % у фракції	64,42	78,72	71,7	50,81
Смертність комах, особини	14	17	21	19

Примітка: в кожному варіанті було 24 мухи-дрософіли.

Висновки

При визначенні біоцидного ефекту ціанобактерій в скринінгових дослідженнях мухи-дрософіли можуть бути експрес-тестом, який дозволяє швидко одержувати інформацію, оцінювати кількісний та якісний бік біологічної активності і здійснювати аналіз даних.

1. Гольдин Е.Б. Экспресс-тесты в определении биологической активности цианобактерий / Е.Б. Гольдин // Автотрофные микроорганизмы. – М.: МАКС Пресс, 2000. – С. 54–55.
2. Гольдин Е.Б. Антибактериальная активность альгологически чистых культур цианобактерий и микроводорослей / Е.Б. Гольдин // Микробиол. журн. – 2003. – Т. 65, № 4. – С. 68–76.
3. Гольдин Е.Б. Терпены природного происхождения и проблемы защиты растений / Е.Б. Гольдин, В.Г. Гольдина // С.-х. науки: Науч. тр. Крым. гос. агр. ун-та. – 2004. – Вып. 76. – С. 174–178.
4. Приставко В.П. Принципы и методы экспериментальной энтомологии // В.П. Приставко. – Минск: Наука и техника, 1979. – 136 с.
5. Сиренко Л.А. Биологически активные вещества водорослей и качество воды / Сиренко Л.А., Козицкая В.Н. – К.: Наук. думка, 1988. – 256 с.
6. Gol'din E.B. The blue-green algae as the producers of the natural pesticides / Gol'din E.B., Sirenko L.A. // Альгология. – 1998. – Т. 8, № 1. – С. 93–104.
7. Gol'din E.B. Insecticidal activity of harmful cyanobacteria: the role of terpene substances / Gol'din E.B., Gol'dina V.G. // Harmful Algal Blooms 2000. – IOC of UNESCO, Paris. – P. 403–406.
8. Gol'din E.B. Cyanobacteria: Biocidal Activity and Human Affairs / E.B. Gol'din // Proc. 8th Internat. Conf. MEDCOAST 07. – MEDCOAST, Middle East Technical University, Ankara, Turkey, 2007. – Vol. 2. – P. 937–946.
9. Toxic Cyanobacteria in Water: A Guide to their Public Health Consequences, Monitoring, and Management / Eds. I. Chorus, J. Bartram. – London-New York: World Health Organization, E.&F.N. Spon, 1999. – 416 p.
10. Zehnder A.A. Factor influencing the growth of *Microcystis aeruginosa* Kütz. emend. Elenk. / Zehnder A.A., Gorham P.R. // Can. J. Microbiol. – 1960. – Vol. 6. – P. 645–660.

Е.Б. Гольдин

Южный филиал Национального университета биоресурсов и природопользования Украины «Крымский агротехнологический университет»

ЭКСПРЕСС-ТЕСТИРОВАНИЕ КАК ИНСТРУМЕНТ ОПРЕДЕЛЕНИЯ БИОЦИДНОЙ АКТИВНОСТИ ЦИАНОБАКТЕРИЙ

Для тестирования лабораторной культуры цианобактерии *Microcystis aeruginosa* на биоцидные свойства в различных вариантах были использованы мухи-дрософилы. Установлено, что примененные методы позволяют быстро получать и анализировать информацию о биологической активности цианобактерий.

Ключевые слова: цианобактерии, членистоногие, межвидовые взаимоотношения, биоцидное действие

E.B. Goldin

South branch of the National university of bioresources of Ukraine the «Crimean agrarian technology university»

EXPRESS-TESTING AS INSTRUMENT OF DETERMINATION OF MICROBIAL-RESISTANT ACTIVITY OF CYANOBACTERIAS

Fruit flies were used for the testing of biocidal characteristics of the different variants of laboratory culture *Microcystis aeruginosa*. The applied methods make possible short-term obtaining and analysis of information concerning cyanobacterial biological activity.

Key words: cyanobacterias, arthropods, interspecific mutual relations, microbial-resistant action

УДК 594.4(282.274.314)

Н. І. ГОНЧАРЕНКО¹, М. Ю. ЄВТУШЕНКО², О. І. ХУДИЙ³

¹Інститут гідробіології НАН України

пр-т Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210

²Національний університет біоресурсів та природокористування України

вул. Героїв Оборони, 15, Київ 03041

³Чернівецький національний університет ім. Юрія Федьковича

вул. Л. Українки, 25, Чернівці 58012, Україна

ЩОДО ПРОБЛЕМИ ЗАГИБЕЛІ РИБ У ДНІСТРОВСЬКОМУ ВОДОСХОВИЩІ

Розглянуто проблему загибелі риб у Дністровському водосховищі. Обговорені можливі шляхи її дослідження.

Ключові слова: Дністер, водосховище, загибель риб, товстолобик

Сучасний етап функціонування природних водних екосистем позначений зростанням водоспоживання, забруднення та відбувається в умовах роботи гідроенергоспоруд. При цьому іноді виникають ситуації, що супроводжуються загибеллю риб. У 1996 р. на Кременчуцькому водосховищі промислові стада товстолобиків вийшли з стану зимового спокою і двічі (лютий та початок березня) підійшли до працюючих турбін електростанції, що заподіяло значні збитки рибному господарству [4, 7]. Подібне явище спостерігалось в останні роки також на Дністровському водосховищі.

“Беззахисну рибу перемелюють агрегати Дністровської ГЕС” – таку назву мала підбірка матеріалів, надрукованих у вересні 2009 р. в газеті «Молодий буковинець», в якій привертала увагу наукового та громадського загалу до питань масової загибелі товстолобиків у турбінах гідровузла [5].

У зв'язку з піднятою проблемою метою статті стало визначення найбільш важливих напрямів досліджень для з'ясування причин та запобігання загибелі риб у Дністровському водосховищі.

Матеріал і методи досліджень

Проаналізовано власні та літературні дані щодо особливостей формування іхтіофауни Дністровського водосховища та впливу на рибне населення водойми режиму роботи гідроелектростанції.

Результати досліджень та їх обговорення

Дністровське водосховище створене у 1987 р. на середній ділянці Дністра для регуляції стоку води (протипаводкові заходи) у басейні річки, водопостачання, зрошення та вироблення електроенергії. Рибогосподарське значення водойми має підпорядкований характер. Водосховище розташоване на території Чернівецької, Хмельницької, Вінницької та Тернопільської областей, має довжину 204 км, ширину 0,72 км, площу водного дзеркала 142 км². Максимальні глибини сягають 55 м. Вершина водосховища залишається відкритою і зберігає зв'язок з верхів'ям Дністра, нижня частина водойми перекрита греблею Дністровської ГЕС. Особливістю водосховища є каньйоноподібне ложе, з чим пов'язана чітка температурна та киснева стратифікація води. Скид води у нижній б'єф здійснюється з низькотемпературних глибинних шарів, рибозахисні споруди відсутні [1-3, 6, 8].

Формування рибного населення Дністровського водосховища відбувалось переважно за рахунок риб з допливів Дністра, при цьому сукупна частка фітофільних риб в екосистемі водосховища з роками зростала, а значення риб-реофілів літофільного комплексу поступово зменшувалося. Промислове рибогосподарське використання Дністровського водосховища розпочалось у 1991 р. Для збагачення видового складу риб та з метою більш повного використання кормової бази у 2004 р. на виконання Державної програми водойма була зариблена рослинорідними рибами. Нині час іхтіофауна Дністровського водосховища налічує 33 види риб, з яких 18 видів підлягають охороні відповідно до вітчизняних та міжнародних списків, а основними об'єктами промислу є лящ, плітка, короп, карась сріблястий, судак, окунь, сом, товстолобики білий та строкатий [5, 6].

Останніми роками на Дністровському водосховищі було зареєстровано декілька випадків масової загибелі риб. Раніше вже фіксували масову загибель сома і судака [5], але найбільш вражаючою за обсягом була загибель білого товстолобика навесні 2008 р. та 2009 р. 18 квітня 2008 р. у Дністровському водосховищі загинуло 95 тис. особин білого товстолобика (заподіяні збитки склали 2,07 млн. грн.), а через рік (24.03.2009) загинуло 340 тис. товстолобиків на суму 30,27 млн. грн. Спостереженнями очевидців цієї трагедії було зазначено, що в обох випадках ранньою навесні значна кількість товстолобиків підходила до греблі Дністровської ГЕС, де потужний потік води спрямовував рибу на працюючі агрегати станції. Порізана на шматки риба потрапляла у нижній б'єф і плинном води її зносило далі. Загиблої риби було так багато, що вода здавалася білою.

До обговорення причин загибелі риби на Дністровському водосховищі були залучені фахівці Головного управління охорони, використання і відтворення живих ресурсів та регулювання рибальства у Чернівецькій області, керівництво Дністровської ГЕС, прокуратура Сокирянського району. Було висунуто такі гіпотези:

1. ГЕС здійснила залповий скид, який супроводжувався значним підвищенням потужності та швидкості плинну води, спрямованої на турбіни електростанції. Рибу підхопив могутній потік і вона загинула внаслідок механічних пошкоджень. Цю гіпотезу спростувала адміністрація ГЕС, яка зазначила, що станція працювала у звичайному штатному режимі.

2. Риба могла прямувати на агрегати в результаті дії на організм токсичних речовин. Проте еколого-токсичними та санітарно-біологічними дослідженнями води і залишків риби, проведеними Сокирянською державною лабораторією ветеринарної медицини версія отруєння пестицидами, хлор- та фосфор- органічними речовинами або захворювання риби сальмонельозом, бактеріозом не підтвердилася.

3. Має місце про некоректне регулювання обсягів вилучення товстолобиків, адже через 3 роки після зариблення, як того вимагали умови, рослинорідних риб не ловили. Мораторій на промислове вилучення риби призвів до того, що товстолобики досягли значних розмірів та віку статевої зрілості, а їх поведінка стала непередбачуваною.

Отже, причини масової загибелі риб на Дністровському водосховищі дотепер не з'ясовані. З метою встановлення можливих причин загибелі риб, на наш погляд, доцільно здійснити детальний аналіз складових, що впливають на стан екосистеми водосховища та іхтіофауну, за такими напрямками:

1. Дослідити характер забруднюючих речовин, які потрапляють з стічними водами з хімічних та інших підприємств, розташованих на Верхньому Дністрі та його притоках і потрапляють через відкриту вершину у водосховище.

2. Вивчити особливості гідрологічного та гідрохімічного режиму водойми у період зимівлі риб та навесні.

3. Дослідити життєдіяльність видів риб, які періодично гинуть, зокрема білого та строкатого товстолобиків, починаючи з моменту їх вселення у водосховище, по роках.

4. З'ясувати особливості поведінки риб та їх міграцій на різних етапах річного циклу по сезонах (зимівля, нагул, нерестовий період).

5. Здійснити аналіз режиму роботи Дністровської ГЕС-ГАЕС наприкінці зими та у весняний період, визначити його можливий вплив на риб різного виду.

6. Проаналізувати ефективність застосування рибозахисних заходів на Дністровському водосховищі та електростанції.

Докладне вивчення стану іхтіофауни Дністровського водосховища повинно бути проведено з залученням науковців-іхтіологів, гідробіологів, екологів, токсикологів та фахівців-енергетиків.

Висновки

На Дністровському водосховищі необхідно здійснити комплексне дослідження екологічного, гідрологічного та гідрохімічного стану водойми та характеру міграцій риб, особливо у перехідний період “зима-весна” з метою з’ясування причин скупчення риб біля греблі в зоні впливу ГЕС. На основі отриманих даних треба розробити пропозиції щодо узгодження роботи гідровузла з урахуванням поведінки риб у весняний період.

1. Гончаренко Н.И. Проблемы сохранения биоразнообразия и некоторые аспекты массовой гибели рыб в природных водах // Сохранение биоразнообразия бассейна Днестра.– Кишинев: Экологическое общество «БИОТІСА», 1999. – С. 48–50.
2. Гончаренко Н.И. Вплив абіотичних чинників на різноманіття та сталий розвиток риби у зарегульованих річкових мережах (на прикладі гідроекосистеми Дністра) / Гончаренко Н.И., Ситник Ю.М. // Таврійський наук. вісник.– Херсон, 2007. – Вип. 55.– С. 108–112.
3. Гончаренко Н.И. Вспышка численности колюшки трехиглой *Gasterosteus aculeatus* в буферном водохранилище Днестровского гидроузла и среднем течении Днестра / Гончаренко Н.И., Шевцова Л.И. // Гидробиол. журн. – 2007. – Т. 43, № 2. – С.37–44.
4. Гончаренко Н.И. Неспецифические реакции рыб и их значение в биоиндикации. Гибель рыб в природных водах / Гончаренко Н.И., Евтушенко М.Ю. // Рыбное хозяйство. – К., 2009. – Вип. 66. – С. 226–228.
5. «Молодий буковинець», газета за 03.09.2009 р.
6. Худий О.І. Стан іхтіофауни Дністровського водосховища за дії факторів антропогенної природи : автореф. дис. ... канд. біол. наук. 03.00.10 “Іхтіологія” / О.І.Худий – Київ, 2005.– 22 с.
7. Шевченко П.Г. О масштабах и причинах гибели рыб Кременчугского водохранилища в период зимовки 1996 г./ Шевченко П.Г., Сытник Ю.М., Евтушенко Н.Ю. // Повышение качества рыбной продукции внутренних водоемов. Мат. Междунар. конф. 8–9 окт. 1996. – К., 1996.– С. 120.
8. Экологическое состояние реки Днестр / Шевцова Л.В., Алиев К.А., Кузько О.А. [и др.]– К., 1998. – С. 106–122.

Н.И. Гончаренко¹, Н.Ю. Евтушенко², О.И. Худий³

¹Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

²Национальный университет биоресурсов и природопользования Украины, Киев

³Черновицкий национальный университет им. Ю. Федьковича, Украина

К ПРОБЛЕМЕ ГИБЕЛИ РЫБ В ДНЕСТРОВСКОМ ВОДОХРАНИЛИЩЕ

Рассмотрена проблема гибели рыб в Днестровском водохранилище. Обсуждены возможные пути ее исследования.

Ключевые слова: Днестр, водохранилище, гибель рыб, толстолобик

N.I. Goncharenko¹, N.Yu. Evtushenko², O.I. Khudyu³

¹ Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

² National University of Life and Environmental Science of Ukraine, Kyiv

³ Yuriy Fedkovych Chernivtsi National University, Ukraine

TO PROBLEM OF DEATH OF PISCES IN DNESTR STORAGE POOL

It is considered a problem to ruin fish in Dnistrovske Reservoir. Possible ways to solve this problem is discussed in article.

Key words: Dnestr, storage pool, death of fishess

УДК [591.133.2+582.263] 546.817; 661.847

А.І. ГОРДА, К.В. КОСТЮК, В.В. ГРУБІНКО

Тернопільський національний педагогічний університет ім. Володимира Гнатюка,
вул. М. Кривоноса, 2, Тернопіль, 46027, Україна

БІОСИНТЕЗ ВУГЛЕВОДІВ, БІЛКІВ І ЛІПІДІВ У *Chlorella vulgaris* Beijer. ЗА ДІЇ ІОНІВ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ

Досліджували регуляцію синтезу вуглеводів, білків і ліпідів в одноклітинній водорості *Chlorella vulgaris* Beijer. іонами цинку ($5,0 \text{ мг/дм}^3$) і свинцю ($0,5 \text{ мг/дм}^3$). Включення ^{14}C -бікарбонату у вуглеводи збільшувалося на 3% при дії іонів цинку (3 доби) і свинцю (1 доба), після чого інтенсивність процесу зменшувалася. Включення ^{14}C -ацетату у вуглеводи близьке до включення ^{14}C -бікарбонату, за винятком дії іонів цинку (7 діб) і свинцю (3 доби). Збільшення включення ^{14}C -бікарбонату в білки на 5-10% щодо контролю спостерігали при дії іонів цинку (3 доби) і свинцю (7 діб). Включення ^{14}C -субстратів в ліпіди збільшувалося під впливом обох іонів. При дії іонів цинку і свинцю у хлорелі має місце загальна тенденція до накопичення триацилгліцеролів, диацилгліцеролів, неестерифікованих жирних кислот, які виконують адаптивну роль в захисті клітин водоростей від токсикантів, та зменшення вмісту в клітинах фосфоліпідів.

Ключові слова: *Chlorella vulgaris* Beijer, важкі метали, вуглеводи, білки, ліпіди, включення ^{14}C -ацетату та ^{14}C -бікарбонату

Сполуки важких металів, як відомо, є забруднювачами природних водойм і значно впливають на функціонування водних організмів і екосистем [1, 6]. Загалом, метали, що містяться в природних водах у вигляді різних сполук, за походженням умовно поділяються на дві групи: природні (Fe, Mn, Cu, Zn, Mo, V і ін.) і антропогенні (Hg, Cd, Cr, Pb) [19]. Метали першої групи вважають біологічно активними, оскільки при їх нестачі порушується нормальна життєдіяльність організмів. Проте, їх надлишок у воді і організмах є токсичним для гідробіонтів, включно водоростей [12, 27].

Оскільки гідрофіти є початковою ланкою трофічного ланцюга у водних екосистемах і у зв'язку з цим визначають їх біорізноманіття та продуктивність, а також беруть участь в процесах самоочищення і вторинного забруднення водойм, то регуляторний вплив металів на них є як фактором кількісного і якісного розвитку, так і деградації фітогідробіоти [2, 3, 8].

З іншого боку водорості, особливо одноклітинні, розглядаються як перспективні об'єкти сучасних біотехнологій, включно для отримання кормових, фармацевтичних препаратів та біопалива у зв'язку з можливістю регуляторного моделювання в їх клітинах спрямованого біосинтезу певних сполук [11].

Адаптація водоростей до іонів металів – багатоступеневий процес, який клітини намагаються контролювати на структурному та функціональному рівнях, комплекс регуляторних механізмів, що складається з послідовної системи мембранних та постмембранних процесів. Останні ініціюють адаптивні перебудови метаболічних систем – зміну спрямованості та швидкості окремих метаболічних шляхів, насамперед вуглеводного, азотистого та ліпідного метаболізму [2, 7, 8].

У зв'язку з зазначеним метою дослідження було з'ясування можливості регуляції синтезу вуглеводів, білків і ліпідів у *Chlorella vulgaris* Beijer. іонами цинку та свинцю з метою оптимізації отримання біотехнологічно корисних продуктів у аквакультури.

Матеріал і методи досліджень

Як об'єкт дослідження використана одноклітинна зелена водорість *Chlorella vulgaris* Beijer., культуру якої вирощували у скляних колбах (250 мл) на мінеральному середовищі Фітцджеральда в модифікації Цендера і Горхема при температурі $20 \pm 1^\circ\text{C}$ і освітленні 2500 лк в люменостаті [20]. В експериментальних умовах до культури додавали водні розчини ZnSO_4 і $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ з розрахунку на кількість іонів: $\text{Zn}^{2+} - 5 \text{ мг/дм}^3$ і $\text{Pb}^{2+} - 0,5 \text{ мг/дм}^3$, що відповідає 5-ти санітарно-господарським ГДК [9, 26]. Період інкубації культури водорості з токсичними речовинами складав 1, 3 і 7 діб. Контролем були рослини, які культивували у середовищі без додавання токсикантів.

Після культивування суспензію водорості інкубували з 200 кБк $[1\text{-}^{14}\text{C}]$ -ацетату натрію або з 20 кБк $[^{14}\text{C}]$ -бікарбонату натрію ($\text{NaH}^{14}\text{CO}_3$) при температурі 20°C і освітленні 2500 лк протягом 90 хв. Після зупинення реакції трихлороцетовою кислотою, центрифугування екстракту при 2 500 об/хв. Протягом 20 хв., екстрагували вуглеводи та ліпіди, а також осаджували білки.

Вуглеводи відділяли розчином 75%-го етанолу, після чого центрифугували, двічі промивали, осаджували центрифугуванням [28] і висушували.

Білки осаджували 5%-им розчином трихлорооцетової кислоти на водяній бані при 100°C. Після центрифугування осад розчинили в етанолі і знову центрифугували. Осад промивали сумішшю етанол:діетиловий ефір (3:1 – за об'ємом) і підсушували ефіром. Білки солюбілізували 5М КОН при 70°C протягом 24 год., нейтралізували 0,5м НСІ і висушували [5].

Екстракцію, розділення і кількісне визначення ліпідів здійснювали за методикою Нічалса (Nichols) в модифікації [33]. Ліпіди екстрагували розчином Фолча при кімнатній температурі, після чого фільтрували через знежирений фільтр. Для видалення неліпідних водорозчинних домішок екстракт промивали 1% розчином КСІ і залишали для розділення фаз. Верхню водно-метанольну фазу обережно збирали, а нижню промивали сумішшю (хлороформ:метанол:р-н NaCl – 3:48:47 – за об'ємом). Екстракт висушували до постійної маси, визначали вміст загальних ліпідів ваговим методом, і, розчинивши висушені ліпіди в хлороформі, використовували їх для тонкошарової хроматографії [14].

Нейтральні ліпіди розділяли методом тонкошарової хроматографії скляних пластинок в шарі силікагелю, попередньо активованого пропусканням розчину для розділення ліпідів та прогрітого при 105°C, в системі гексан–діетиловий ефір–льодяна оцетова кислота (70:30:1– за об'ємом). Хроматограми проявляли в парах кристалічного йоду. Кількість неполярних ліпідів визначали біхроматним методом на спектрофотометрі при довжині хвилі 615 нм. Вміст фосфоліпідів після їх мінералізації при 180°C визначали за кількістю неорганічного фосфору методом Васьковського [14, 39].

Радіоактивність зразків вимірювали на сцинтиляційному лічильнику LS-100C «Beckman» (США) і виражали в імп/хв.

Одержані експериментальні дані опрацьовані методами варіаційної статистики [17].

Результати досліджень та їх обговорення

Як видно з даних, наведених у табл. 1, збільшення вмісту вуглеводів майже на 3% за рахунок включення бікарбонату має місце за дії на хлорелу іонів цинку протягом трьох діб та іонів свинцю впродовж однієї доби, після чого інтенсивність процесу зменшувалася до контрольних значень або нижче них. Порівнюючи включення ¹⁴C-субстратів у вуглеводи, відзначимо, що включення ¹⁴C-ацетату при дії іонів цинку на 3 добу, свинцю на 1 і 7 доби близькі до включень ¹⁴C-бікарбонату, за винятком цинку на 7 та свинцю на 3 доби їх дії.

Співвідношення показників інтенсивності включення ¹⁴C- ацетату і ¹⁴C-бікарбонату у вуглеводи показує, що при дії цинку воно зменшується на 3 добу дії металу, а на 7 добу збільшується порівняно з контролем, а при дії іонів свинцю – дещо збільшується на 3 добу і близьке до контрольних значень на 7 добу дії металу. Відмічаємо включення в вуглеводи бікарбонату за короткотривалої дії іонів, а ацетату – за тривалості дії до 7 діб, що свідчить про активацію фотосинтетичних процесів у відповідь на первинний стрес, та можливу участь ацетату у синтезі адаптивних форм вуглеводів мембран клітин шляхом глюконеогенезу за довготривалої інтоксикації [35]. Крім того, дослідження на різних видах гідрофітів показали, що, існує механізм зв'язування важких металів з участю вуглеводів, бо у морських макроводоростей було виявлено участь зв'язаних полісахаридів в акумуляції металів [13, 24].

Накопичення білків майже на 5–10% щодо контролю за рахунок включення бікарбонату мало місце за дії іонів цинку та свинцю (3 доби). При продовженні терміну культивування водоростей з металами до 7 діб вміст білків стабілізувався на рівні, близькому до контрольних значень. За дії іонів свинцю (1 та 7 діб) включення ¹⁴C-ацетату в білки близьке до показників включення ¹⁴C-бікарбонату, крім дії іонів цинку (3 та 7 діб) та свинцю (3 доби.) Співвідношення інтенсивності включення ¹⁴C- ацетату і ¹⁴C-бікарбонату в білки при дії іонів цинку зменшується порівняно з контролем, а при дії іонів свинцю – зменшується на 3 добу і близьке з контрольними значеннями на 1 і 7 доби дії металу. Отже, включення мічених попередників в білки спостерігається, починаючи з 3-ої доби дії металів, що може бути пов'язано з синтезом адаптивних білків мембран клітин, який надалі знижується. Встановлено, що накопичення важких металів в органоїдах рослинних клітин (насамперед у вакуолях) стимулює біосинтез металотіонеїнів та інших «стресових» білків, які відіграють істотну роль у зв'язуванні іонів металів [18]. Зниження вмісту білків за довготривалої дії металів пов'язуємо з їх виведенням з метаболізму шляхом зв'язування у комплекси, що, як відомо, є однією з форм інактивації іонів важких металів рослинами [23]. Аналогічний ефект виявили за впливу надлишку Cu²⁺ на діатомову водорість *Skeletonema costatum*, в клітинах якої внутрішньовакуолярні гранули містили велику кількість міді, зв'язаної з сірко- та азотовмісними

компонентами білків [32]. Припускають також, що білки здатні зв'язувати метали лише за дії низьких їх концентрацій чи при повільному підвищенні концентрацій з часом. При порушенні цих умов допускається можливість втрати білками здатності акумулювати метали і підвищення ролі фракцій зв'язаних полісахаридів, які мають більш високу сорбційну ємність щодо іонів важких металів [25], що узгоджується з фактом активного включення ^{14}C -бікарбонату за дії іонів цинку і свинцю на 3 добу дії.

Очевидно, що роль досліджених попередників у утворенні білків є меншою, ніж їх включення у вуглеводи. Проте зміна вмісту обох класів досліджених сполук свідчить як про їх безпосередню участь у детоксикації іонів металів, так і роль у адаптивних структурно-функціональних перебудовах у клітинах, насамперед, у мембранах [30].

Таблиця 1

Включення ^{14}C -субстратів у вуглеводи та білки у *Chlorella vulgaris* Beijer. за дії іонів металів ($M \pm m$, $n=3$)

Умови культивування водорості	Включення ^{14}C -субстратів у вуглеводи		Співвідношення включення: ^{14}C -ацетат / ^{14}C -бікарбонат	Включення ^{14}C -субстратів у білки		Співвідношення включення: ^{14}C -ацетат / ^{14}C -бікарбонат
	Включення ^{14}C -цетату, імпл./хв.	Включення ^{14}C -бікарбонату, імпл./хв.		Включення ^{14}C -цетату, імпл./хв.	Включення ^{14}C -бікарбонату, імпл./хв.	
Контроль	56,07 \pm 4,68	58,07 \pm 1,20	0,97	60,00 \pm 1,45	57,33 \pm 2,17	1,05
Zn ²⁺ , 3 доби	56,00 \pm 2,47***	59,87 \pm 1,35***	0,94	54,87 \pm 0,87*	63,80 \pm 1,40*	0,86
Zn ²⁺ , 7 діб	58,13 \pm 4,99***	52,53 \pm 1,45**	1,11	56,07 \pm 0,60***	58,47 \pm 2,14***	0,96
Pb ²⁺ , 1 доба	52,60 \pm 3,92***	59,67 \pm 2,93***	0,88	59,00 \pm 0,10***	54,93 \pm 3,49***	1,07
Pb ²⁺ , 3 доби	58,27 \pm 3,35***	53,33 \pm 2,16***	1,09	52,13 \pm 2,02*	60,20 \pm 3,06***	0,87
Pb ²⁺ , 7 діб	57,40 \pm 0,31***	59,47 \pm 3,05***	0,97	60,40 \pm 0,99***	57,40 \pm 2,03***	1,05

Примітки: p щодо контролю: 0,02 – *; 0,05 – **; 0,2 – ***

Щодо включення ^{14}C -ацетату і ^{14}C -бікарбонату в ліпіди, то при дії цинку воно збільшується, а при дії іонів свинцю – зменшується протягом всього періоду дії металів. Так, включення ^{14}C -ацетату у ліпіди при дії іонів Zn²⁺ на 3 і 7 доби збільшується у 1,2 рази порівняно з контрольними показниками. При дії іонів Pb²⁺ включення ^{14}C -ацетату у ліпіди також зростає на 1 добу у 1,3 рази, на 3 і 7 доби в 1,2 рази порівняно з контролем. Включення ^{14}C -бікарбонату у ліпіди при дії Zn²⁺ і Pb²⁺ порівняно з контрольними значеннями має тенденцію до зменшення, починаючи з 3 доби.

Отже, для цинку з збільшенням тривалості дії іонів металу спостерігається збільшення включення у ліпіди ^{14}C -ацетату і зменшення включення ^{14}C -бікарбонату. Для свинцю максимальне включення ^{14}C -ацетату спостерігається на 1 добу дії металу, а мінімальне включення ^{14}C -бікарбонату на 1 добу дії іонів металу, після чого інтенсивність процесу дещо підвищується, проте все ж залишається нижчим, ніж в контролі.

Співвідношення інтенсивності включення ^{14}C -ацетату і ^{14}C -бікарбонату при дії іонів цинку та свинцю збільшується порівняно з контролем.

Відомо, що ліпіди є одним з основних структурних компонентів рослинних організмів, які відіграють важливу роль в організації їх мембран [22]. Крім того, вони відіграють важливу роль у забезпеченні клітин енергетичними ресурсами [16]. Щодо водоростей, то вони здатні накопичувати важкі метали в кількостях, що в десятки тисяч разів перевищують їх вміст у воді, насамперед завдяки ліпідам. Наприклад, показано, що у морських мікродоростей 19% Pb і 15% Zn зв'язують клітинні ліпіди, а білкова фракція клітин зв'язує 27% Cu і до 19% Pb [38]. Тому вміст ліпідів у водоростей за дії іонів важких металів може зростати значно. Крім того, ВМ є відомим стрес-фактором, що викликає структурно-функційні перебудови мембран [30]. Клітини відповідають на ці впливи зміною не тільки кількісного, а й якісного їх складу. Тому вивчення різноякісності ліпідів

мембран як визначальних структур взаємодії між зовнішнім середовищем і внутрішньоклітинною відповіддю водоростей може прояснити питання їх резистентності до важких металів.

Таблиця 2

Включення ^{14}C - субстратів у ліпіди в *Chlorella vulgaris* Beijer. за дії іонів металів ($M \pm m$, $n=3$)

Умови культивування водорості	Включення ^{14}C - субстратів в ліпіди		Співвідношення включення ^{14}C -ацетат / ^{14}C -бікарбонат
	Включення ^{14}C -ацетату, імп./хв.	Включення ^{14}C -бікарбонату, імп./хв.	
Контроль	51,45±2,95	64,80±5,19	0,79
Zn^{2+} , 3 доби	59,30±7,10****	61,07±2,07****	0,97
Zn^{2+} , 7 діб	60,13±3,77***	65,73±1,88****	0,91
Pb^{2+} , 1 доба	65,93±2,50*	57,40±2,32****	1,15
Pb^{2+} , 3 доби	61,47±1,58**	61,20±3,01****	1,00
Pb^{2+} , 7 діб	62,80±1,91*	58,53±4,02****	1,07

Примітки: р щодо контролю: 0,002 – *; 0,01 – **; 0,05 – ***; 0,2 – ****.

При стресовій дії металів загальний вміст ліпідів у клітинах хлорели суттєво зростає. Так, цинк стимулює синтез ліпідів вже на 1 добу дії у 1,5 рази, а на 7 добу їх вміст є знову близьким до контрольних значень. При дії свинцю також спостерігається зростання вмісту ліпідів.

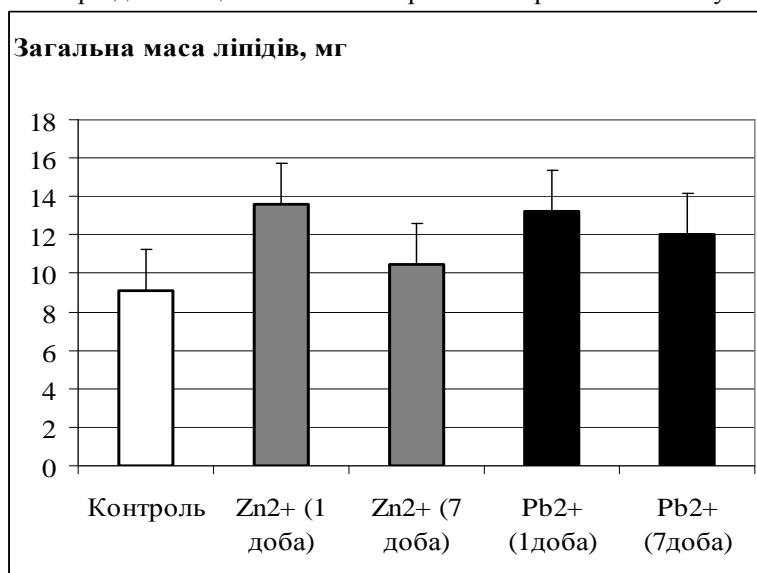


Рис. 1. Загальна маса ліпідів у клітинах *Chlorella vulgaris* Beijer за дії іонів Zn^{2+} (5ГДК) і Pb^{2+} (5ГДК), ($M \pm m$, $n=3$)

Щодо фракційного складу ліпідів, то вміст триацилгліцеролів (ТАГ) за дії іонів цинку збільшується і максимальне його значення спостерігається на 7 добу дії металу (рис. 2). Іони свинцю стимулюють накопичення ТАГ на 1 і 7 доби дії у 1,8 і 1,4 рази відповідно. Максимальне накопичення диацилгліцеролів (ДАГ) при дії іонів Zn^{2+} відбувається на 1 добу в 1,5 рази, а Pb^{2+} – у 2,7 рази на 1 добу дії. При продовженні тривалості дії обох металів вміст ДАГ зменшується на 63-70%. Кількість фосfolіпідів (ФЛ) при дії: Zn^{2+} збільшується на 1 добу в 1,5 рази, зменшується на 50% на 7 добу інкубації з металом; Pb^{2+} – зменшується на 24% на 1 добу дії і є близьким до контрольних значень на 7 добу дії. При дії іонів цинку спостерігається збільшення вмісту неестерифікованих жирних кислот (НЕЖК) на 1 і 7 доби у 1,5 та 1,9 рази порівняно з контрольними показниками, а при дії іонів свинцю в 1,6 і 1,8 рази на 1 та 7 доби відповідно.

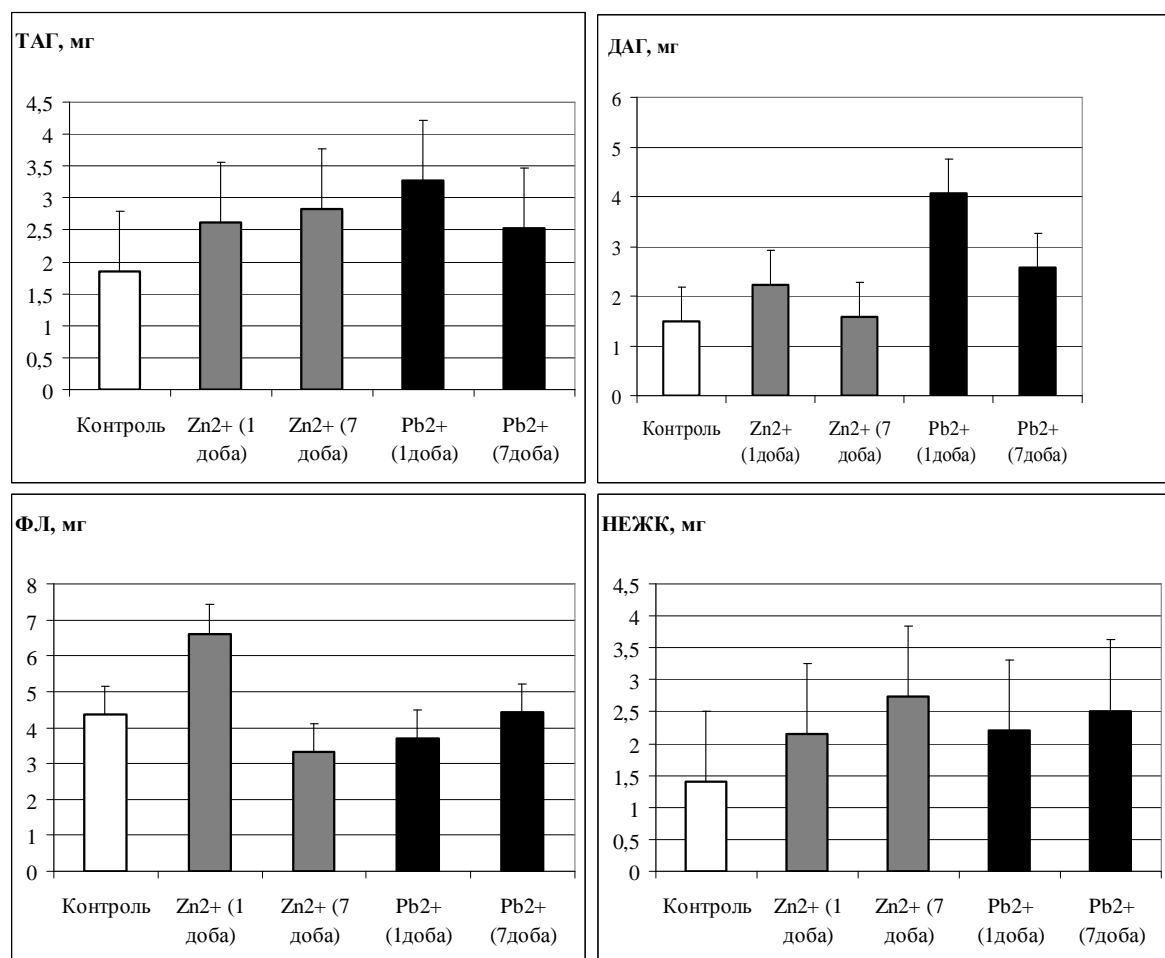


Рис. 2. Вміст триацилгліцеролів (ТАГ), диацилгліцеролів (ДАГ), фосфоліпідів (ФЛ) і неестерифікованих жирних кислот (НЕЖК) у клітинах *Chlorella vulgaris* Beijer за дії іонів Zn²⁺ (5ГДК) і Pb²⁺ (5ГДК), (M±m, n=3)

Отримані дані щодо динаміки вмісту окремих класів ліпідів підтверджуються показниками їх співвідношення (табл. 3).

Таблиця 3

Співвідношення вмісту окремих класів ліпідів (%) у *Chlorella vulgaris* Beijer за дії важких металів (M±m, n=3)

Умови культивування			ТАГ:ДАГ:ФЛ:НЕЖК, %
	тривалість дії, діб	ГДК	
Контроль	7	0	22:16:47:15
Zn ²⁺	1	5	18:16:50:16
	7	5	26:16:33:25
Pb ²⁺	1	5	24:31:28:17
	7	5	21:21:37:21

При дії іонів цинку кількість ТАГ на 1 добу зменшується, а на 7 добу збільшується на 18%. Вміст ДАГ у хлорелі залишається незмінним, оскільки вони є продуктами розщеплення триацилгліцеролів. На першу добу дії кількість ФЛ збільшується на 8%, а на 7 – різко зменшується на 30%. Частка НЕЖК збільшується на 6% і 67% відповідно на 1 та 7 доби. При дії іонів свинцю частка ТАГ на 1 добу збільшується майже на 10%, а на 7 добу – зменшується на 5% порівняно з контролем. Вміст ДАГ зростає, що є закономірним унаслідок розщеплення ТАГ. Відносний вміст фосфоліпідів має тенденцію до зменшення протягом всього періоду дії металу. Зазначимо, що посилення синтезу ТАГ призводить до ущільнення мембран, що є захисним механізмом на токсичну дію металів, а зменшення його вмісту супроводжується іншими перебудовами мембрани – зміною в'язкості і текучості [10, 15, 34, 35]. Підвищення вмісту ТАГ – один з факторів стабілізації

мембран, які в фізіологічних умовах є попередником утворення ДАГ і НЕЖК [31]. Накопичення ТАГ є типовою відповіддю водоростей на дію токсикантів, що співвідноситься з літературними даними, згідно яких рівень триацилгліцеролів в клітинах хлорели при стресі може сягати 80% їх сухої біомаси [4]. Можна стверджувати про участь ТАГ в стабілізації мембран клітин водоростей при токсичній дії, оскільки збільшення їх вмісту співвідноситься з ущільненням і зменшенням текучості мембран [10].

Як відомо, стресова дія на мембранні ліпіди активує ліпази і фосфоліпази [21]. Тому разом з зростанням рівня ТАГ у водорості збільшується вміст ДАГ та, відповідно, НЕЖК.

Одними з найбільш функціональнозначимих компонентів мембрани є фосфоліпіди, що впливають не тільки на її текучість, але й формують мікросередовище для мембранних ферментів, іонні канали, а також регулюють зв'язок клітин з середовищем їх існування [29]. Зменшення вмісту фосфоліпідів розглядаємо як механізм їх участі у зв'язуванні металів і виведенні з метаболічного поля, оскільки вони володіють високою сорбційною здатністю щодо важких металів [37].

Вміст НЕЖК є показником або посиленого розщеплення омилених ліпідів, або їх синтезу, що залежить від спрямованості метаболізму [15]. В цілому зростання вмісту НЕЖК у хлорели при дії обох металів є наслідком розщеплення фосфоліпідів, вміст яких, як зазначалося, за інтоксикації іонами цинку та свинцю, зменшується.

Висновки

Отже, при дії іонів цинку і свинцю у зазначених концентраціях у хлорели спостерігається загальна тенденція до накопичення ТАГ, ДАГ і НЕЖК, які, очевидно, мають адаптивне значення для захисту клітин водоростей від токсикантів, що співвідноситься з даними інших дослідників [36], якими показано, що ТАГ і ФЛ стабілізують структурно-функціональний стан мембран клітин водоростей у відповідь на дію несприятливого фактору.

Клітини хлорели реагують на дію важких металів підвищенням синтезу основних адаптивних ліпідів (ТАГ, ДАГ), а також, частково, вуглеводів та білків, що перешкоджають проникненню металів в клітини або сприяють їх зв'язуванню (білки, вуглеводи, фосфоліпіди). Наші висновки співвідносяться з твердженнями в [34], якими показано, що водні рослини за дії металів активно переструктуровують метаболізм з метою підтримання клітинних структур, які забезпечують адаптивне функціонування пігментного апарату і фотосинтезу.

1. Арсан О.М. Состояние и перспективы развития водной экотоксикологии / О.М. Арсан // Гидробиол. журн. – 2007. – Т. 43, № 6. – С. 50–64.
2. Боднар О.І. Адаптивні властивості водоростей за дії іонів металів : автореф. дис. ... канд. біол. наук / 03.00.17 "Гідробиологія" / О.І. Боднар. – Київ, 2008. – 22 с.
3. Величко И.М. Экологическая физиология зеленых нитчатых водорослей / И.М. Величко. – К.: Наук. думка, 1982. – 198 с.
4. Верещагин А.Г. Биохимия триглицеридов / А.Г. Верещагин. – М.: Наука, 1972. – 307 с.
5. Вовк С. И. Исследование синтеза белков в тканях сельскохозяйственных животных (методические рекомендации) / Вовк С.И., Янович В.Г. – Львов: УНИИ физиологии и биохимии сельскохозяйственных животных, 1988. – 20 с.
6. Гандзюра В.П. Продуктивність біосистем за токсичного забруднення середовища важкими металами / В.П. Гандзюра. – К.: ВГЛ "Обрії", 2002. – 248 с.
7. Гандзюра В.П. Концепція шкодочинності в екології / Гандзюра В.П., Грубінко В.В. – Київ-Тернопіль: Вид-во ТНПУ ім. В. Гнатюка, 2008. – 144 с.
8. Горбатюк Л.О. Деякі аспекти токсичної дії важких металів на гідрофіти / Л.О. Горбатюк // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Сер. Біологія. — 2006. — № 1. – С. 112 – 122.
9. Давыдова С.Л. Тяжелые металлы как супертоксиканты XXI века: Учебн. пос. / Давыдова С.Л., В.И. Тагасов. – М., 2002. – 140 с.
10. Дятловицкая Э.В. Липиды как биоэффекторы. Введение / Дятловицкая Э.В., Безуглов В.В. // Биохимия. – 1998. – Т. 63, вып. 1. – С. 3–5.
11. Золотарьова О.К. Перспективи використання мікрowodоростей у біотехнології / О.К. Золотарьова, С.І. Шнюкова, О.О. Сиваш, Н.Ф. Михайленко – К.: Альтерпрес, 2008. – 234 с.
12. Золотухина Е.Ю. Влияние ионов цинка и меди на фотосинтез и дыхание морских водорослей / Е.Ю. Золотухина, Е.Е. Гавриленко, К.С. Бурдин // Физиол. раст. – 1987. – Т.34, вып. 2. – С. 266–275.
13. Золотухина Е.Ю. Распределение тяжелых металлов в тканях филлоидов бурой водоросли *Sargassum pallidum* (Turn.) C. Ag. / Е.Ю. Золотухина, И.В. Тропин, Р.В. Кононенко, К.С. Бурдин // Вестн. Моск.ун-та. Сер.16. – 1991. – № 4. – С. 41–44.
14. Кейтс М. Техника липидологии. Выделение, анализ и идентификация липидов / М. Кейтс. – М.: Мир, 1975. – 322 с.

15. Крепс Е.М. Липиды клеточных мембран / Е.М. Крепс. – Л.: Наука, 1981. – 144 с.
16. Курчий Б.А. Что регулируют регуляторы роста? / Б.А. Курчий. – К.: Логос, 1998. – 202 с.
17. Лакин Г.Ф. Биометрия / Г.Ф. Лакин. – М.: Высшая школа, 1990. – 352 с.
18. Лебедева А.Ф./ Устойчивость цианобактерий и микроводорослей к действию тяжелых металлов: роль металлсвязывающих белков / А.Ф. Лебедева, Я.В. Саванина, Е.Л. Барский, М.В. Гусев // Вестн. Моск. ун-та. Сер.16. – 1998. – №2. – С.42–49.
19. Линник П.Н. Формы существования, основные закономерности превращений и биологическая роль соединений тяжелых металлов в природных водах / П.Н. Линник, Б.И. Набиванец, Л.П. Брагинский // Водн. ресурсы. – 1987. – № 5. – С. 84–96.
20. Методы физиолого-биохимического исследования водорослей в гидробиологической практике / Ред. А.В. Топачевский. – К.: Наук. думка, 1975. – 247 с.
21. Мецлер Д. Биохимия. Химические реакции в живой клетке / Д. Мецлер. – М.: Мир, 1980. – Т.2. – 609 с.
22. Мусієнко М.М. Фізіологія рослин: Підручник / М.М. Мусієнко. – К.: Либідь, 2005. – 808 с.
23. Растения в экстремальных условиях минерального питания: Эколого-физиологические исследования / Под ред. М.Я. Школьника, Н.В. Алексеевой-Поповой – Л.: Наука (Ленинградское отделение), 1983. – 176 с.
24. Тропин И.В. Таксономические и экологические закономерности распределения металлов в талломах морских водорослей (Chlorophyta) / И.В. Тропин //Океанология. – 1996. – Т. 36, № 3. – С. 424–430.
25. Тропин И.В. Динамика аккумуляции тяжелых металлов у бурых и красных макроводорослей / И.В.Тропин, Е.Ю. Золотухина // Физиол. раст. – 1994. – Т. 41, № 2. – С. 305–312.
26. Тяжелые металлы как фактор экологической опасности: Метод. указ. / Сост. Ю.А. Холопов. – Самара: СамГАПС, 2003. – 16 с.
27. Филенко О.Ф. Некоторые универсальные закономерности действия химических агентов на водные организмы: автореф. дисс. ... докт. биол. наук : 03.00.16 “Гидробиология”/ О.Ф. Филенко. – М.: МГУ, 1990. – 36 с.
28. Филиппович Ю.Б. Практикум по общей биохимии / Ю. Б. Филиппович, Т.А. Егорова, Г.А. Севастьянова. – М.: Просвещение, 1975. – 318 с.
29. Abbas C.A. The relationship between growth temperature, fatty acid composition and the physical state and fluidity of membrane lipids in *Yersinia enterocolitica* / Abbas C.A., Card G.L. // Biochim. Biophys. Acta. – 1980. – Vol. 602, N 3 – P. 469–476.
30. Beney L. MINIREVIEW: influence of the fluidity of the membrane on the response of microorganisms to environmental stress. / Beney L., Gervais P. // Appl. Microbiol. Biotechnol. – 2001. – Vol. 57, N 1-2. – P. 34–42.
31. Lewis R.N.A.H. Surface charge markedly attenuates the nonlamellar phase-forming properties of lipid bilayer membranes: calorimetric and ³¹P-nuclear magnetic resonance studies of mixtures of cationic, anionic, and zwitterionic lipids / Lewis R.N.A.H., McElhaney R.N. // Biophys. J. – 2000. – Vol. 79, N3. – P. 1455–1464.
32. Nassiri Y., Ginsburger-Vogel T., Wery J., Mansot J.-L. Toxic action of cadmium and copper on the diatom *Skeletonema costatum* // Biol. Cell. – 1995. – Vol. 84, N 3. – P. 221.
33. Nichols B. W. Separation of lipid of Photosynthetic Tissues: Improvement in Analysis by Thin-Layer Chromatography / B.W. Nichols // Biochim. Biophys. Acta. – 1963. – Vol. 70, №1. – P. 417–422.
34. Rozentsvet O.A. Effect of heavy metals upon lipid metabolism in *P. Perfoliatus* / O.A. Rozentsvet, E.S. Bosenko, I.A. Guschina / 16th Intern. Plant Lipid symposium. Budapest, Hungary, 1-4 June 2004: Oral and poster presentations.– Budapest, 2004. – P.202–204.
35. Schmid K.M. Lipid metabolism in plants / Biochemistry of Lipids, Lipoproteins and Membranes / Schmid K.M., Ohlrogge J.B. / Ed. D.E. Vance, J.E. Vance. – Amsterdam: Elsevier, 2002 – P. 93–126.
36. Seddon J.M. Polymorphism of Lipid-Water Systems / Seddon J.M., Templer R.H. / Handbook of Biological Physics. Vol. 1; ed. R. Lipowsky, E. Sackmann. – Amsterdam: Elsevier Science B.V., 1995. – Ch. 3. – P.97–160.
37. Wang L. Contribution of Cell Outer Membrane and Inner Membrane to Cu²⁺ Adsorption by Cell Envelope of *Pseudomonas putida* 5-x / L. Wang, Q. Zhou, H. Chua // J. Environ. Science and Health. Part A. – 2004. – Vol. 39, N 8. – P. 2071 – 2080.
38. Whiston A.I. Removal of heavy metals from wastewater by marine microalgae / A.I. Whiston, P.J. McAuley, V.J. Smith // J. Exp. Bot. – 1995. – Vol. 46, N 1. – P. 1–3.
39. Vaskovsky V.E. A universal reagent for phospholipids analysis / V.E. Vaskovsky, E.V. Kastetsky, I.M. Vasedin // J. Chromatogr. – 1985. – Vol. 114, N 1. – P. 129–141.

А.И. Горда, К.В. Костюк, В.В. Грубинко

БИОСИНТЕЗ УГЛЕВОДОВ, БЕЛКОВ И ЛИПИДОВ У *CHLORELLA VULGARIS* BEIJER. ПРИ ДЕЙСТВИИ ИОНОВ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ

Тернопольский национальный педагогический университет им. Владимира Гнатюка, Украина

Исследовали регуляцию синтеза углеводов, белков и липидов у одноклеточной водоросли *Chlorella vulgaris* Beijer. ионами цинка (5,0 мг/дм³) и свинца (0,5 мг/дм³). Включение ¹⁴С-бикарбоната в углеводы увеличивалось на 3% при действии ионов цинка (3 сут.) и свинца (1 сут.), после чего интенсивность процесса уменьшалась. Включение ¹⁴С-ацетата в углеводы близкое к включению ¹⁴С-бикарбоната, за исключением действия ионов цинка (7 сут.) и свинца (3 сут.). Увеличение

включення ^{14}C -бикарбоната в белки на 5-10% против контролю наблюдали при действии ионов цинка (3 сут.) и свинца (7 сут.). Для ионов свинца включение ^{14}C -субстратов в белки в течение 1 и 7 сут. практически одинаково. Включение ^{14}C -субстратов в липиды увеличивалось под влиянием обеих ионов. Соотношение интенсивности включения ^{14}C -субстратов в липиды под влиянием тяжелых металлов сдвинулось в сторону триацилглицеролов. Содержание диацилглицеролов возросло на 63–70%. Содержание фосфолипидов под влиянием ионов цинка уменьшается на 50% в течение 7 суток. Под влиянием ионов цинка наблюдали увеличение содержания неэтерифицированных жирных кислот на протяжении 1 и 7 сут. в 1,5 и 1,9 раза соответственно, свинца – в 1,6 (1 сут.) и 1,8 раза (7 сут.).

При действии ионов цинка и свинца у хлореллы наблюдается общая тенденция к накоплению триацилглицеролов, диацилглицеролов, неэтерифицированных жирных кислот, которые выполняют адаптивную роль в защите клеток водорослей от токсикантов.

Ключевые слова: *Chlorella vulgaris* Beijer, тяжёлые металлы, углеводы, белки, липиды, включение ^{14}C -бикарбоната и ^{14}C -ацетата

A.I. Gorda, K.V Kostyuk, V.V. Grubinko

Ternopil National Volodymyr Hnatiuk Pedagogical University, Ukraine

BIOSYNTHESIS OF CARBOHYDRATES, PROTEINS AND LIPIDS IN *CHLORELLA VULGARIS* BEIJER. FOR THE ACTIONS OF HEAVY METAL IONS

We investigated the possibility of regulation of synthesis of carbohydrates, proteins and lipids in the unicellular algae *Chlorella vulgaris* Beijer. compounds of heavy metals (zinc – 5,0 mg/dm³, lead – 0,5 mg/dm³). Inclusion ^{14}C -bicarbonate in carbohydrates increases by 3% for zinc ions (3 day) and lead (1 day), after which the intensity process is reduced to control values. Inclusion ^{14}C -acetate close to inclusions ^{14}C -bicarbonate in carbohydrates, except action ions of zinc (7 day) and lead (3 day). Observed accumulation of proteins by 5-10% against control by including ^{14}C -bicarbonate ions for zinc and lead (3 day) and 7 day protein content stabilized at a level close to control. For actions lead ions at 1 and 7 days of inclusion in ^{14}C -substrate proteins are nearly equal. Inclusion ^{14}C -substrate in lipids by increasing the influence of zinc and lead ions act – reduced throughout the period of the metals. Intensity ratio of inclusion ^{14}C -substrate lipids increased under the influence of heavy metals, fractional composition of lipids, the content is increasing at triacylglycerol ions zinc and lead. Exposed metal within 7 days diacylglycerol content decreases by 63–70%. The content of phospholipids under the action of zinc ions increases by a day of action and reduced by 50% for 7 days. The action of zinc ions observed increase free fatty acid content of 1 and 7 days in 1,5 and 1,9 times respectively, while lead ions also increased in 1,6 (1 day) and 1,8 times (7 days).

Key words: *Chlorella vulgaris* of Beijer, heavy metals, carbohydrates, proteins, lipids, inclusion ^{14}C -bicarbonate and ^{14}C -acetate.

УДК 556.[012+16.047+168]

В.В. ГРЕБІНЬ, Ю.О. ЧОРНОМОРЕЦЬ

Київський національний університет ім. Тараса Шевченка
пр-т Акад. Глушкова, 2а, МСП – 680, Київ, Україна

ВНЕСОК ОКРЕМИХ ВИДІВ ЖИВЛЕННЯ У ВНУТРІШНЬОРІЧНИЙ РОЗПОДІЛ СТОКУ РІЧОК БАСЕЙНУ ДНІПРА

Наведені результати досліджень сучасних змін структури видів живлення річок басейну Дніпра, що відбуваються внаслідок кліматичних змін. Здійснено аналіз впливу вказаних змін на внутрішньорічний розподіл стоку річок басейну та форму їх гідрографів.

Ключові слова: кліматичні зміни, живлення річок, внутрішньорічний розподіл стоку

Для гідрології найбільший інтерес становлять не стільки масштаби сучасного глобального потепління, скільки його наслідки для зміни зонального перерозподілу випаровування та, особливо, атмосферних опадів. У зв'язку з цим до найбільш актуальних завдань, що постають перед

гідрологами, належить виявлення сучасних закономірностей водного режиму річок на фоні потепління, що відбувається, та оцінка цих змін на перспективу.

Наші попередні дослідження [2] дають підставу виділити конкретний рік (1989), від якого можна вести початок періоду сучасного потепління в межах України. Важливим аргументом щодо вибору початку періоду сучасного потепління є те, що він чітко проявляється для всієї території країни.

Впродовж останніх двадцяти років середня річна *температура повітря* в межах рівнинної частини території України зросла (порівняно з попереднім періодом) на 0,8°C. Величина зростання зменшується в напрямку з півночі та північного заходу (0,9 – 1,0°C) на південь та південний схід (0,7°C). При несуттєвих змінах річних сум *опадів* відбувся перерозподіл їх сезонних та місячних значень. В межах рівнинної частини території України кількість опадів зросла в усі сезони (крім зимового), але найбільш суттєво – у перехідні – навесні та восени. Зимовий сезон характеризується суттєвим (до 12%) зменшенням кількості опадів. Такі зміни складових водно-теплогового балансу викликали певні зміни внутрішньорічного стоку річок України, що заслуговує детального дослідження.

Матеріал і методи досліджень

Для досліджень закономірностей змін внутрішньорічного стоку річок насамперед потрібно розглянути джерела їх живлення та зміни структури видів живлення. Найпоширенішим прийомом гідрологічного визначення видів живлення є *поділ гідрографа* на частини, що характеризують поверхневий та підземний стік [3]. Форма гідрографа будь-якої рівнинної річки в період формування весняного водопілля або дощового паводка фактично відображає три основні види стоку води в русло річки, які відрізняються ступінню зарегульованості поверхневого та підземного живлення:

- *поверхневий схиловий стік* відрізняється найменшою природною зарегульованістю, унаслідок чого при його надходженні в русло виникає інтенсивне підвищення витрат води;
- підземний стік з основних водоносних горизонтів водозбору, який формує *постійне підземне живлення* річки;
- практично кожен гідрограф має перехідну ділянку на кривій спаду, яка характеризує *проміжний (внутрішньогрунтовий) стік* з зарегульованістю, більшої за поверхневий і меншою за підземний стік.

Результати досліджень та їх обговорення

В рамках досліджень сучасних змін живлення річок басейну Дніпра нами для кількох постів, розташованих у різних частинах басейну, протягом двох характерних періодів (до 1989 р. та після) було обрано рівнозабезпечені роки характерної водності, а саме: багатоводні, забезпеченістю 25%; середні за водністю (50%); маловодні (75%). Для кожного з обраних років побудовано гідрограф стоку, подальший поділ яких здійснено згідно методики О.В. Попова [1]. Отримані результати щодо частки окремого виду живлення узагальнено (табл. 1).

Аналіз результатів свідчить, що впродовж першого розрахункового періоду (до 1989 р.) річки басейну характеризувалися переважно сніговим живленням, частка якого перевищувала 50%, зростаючи з півночі на південь. Навпаки зростає частка підземного живлення. Максимальні значення підземного стоку спостерігаємо у верхів'ях басейнів рр.Стир, Іква та Горинь (тут є достатньо потужні водоносні горизонти у закарстованих вапняках крейдових відкладів та неогенових вапняках і пісковиках), а також у середній течії річок Десна, верхів'я Псла та Ворскли (тут також дрениється водоносний горизонт у крейдових відкладах). Частка дощового живлення є достатньо стабільною, за виключенням північно-східної частини басейну, де вона зменшується майже вдвічі.

Протягом останніх двох десятиліть зменшення частки снігового живлення річок басейну Дніпра становило (в середньому по басейну) понад 10%. При цьому воно вже не становить переважну частку річного стоку. Вплив внутрішньорічних змін складових водно-теплогового балансу призвів до зменшення частки снігового, та одночасного зростання підземного живлення. Частка останнього у живленні річок басейну впродовж останнього періоду майже зрівнялася з часткою снігового і досягла 38,6%. А в тих районах басейну, де поширені карстові породи та достатньо значною є зарегульованість стоку – частка підземного живлення у річному стоці стала переважаючою. При цьому зміни частки дощового живлення річок відповідають відповідним змінам річної кількості опадів в тих чи інших частинах басейну.

Частка окремих видів живлення деяких річок басейну Дніпра для двох характерних періодів (I – до 1989 р.; II – 1989–2008 рр.)

Річка – пост	Вид живлення	Забезпеченість року, %						Середнє значення	
		25%		50%		75%			
		I	II	I	II	I	II	I	II
р.Горинь – с.Оженін	снігове	48,8	24,6	33,1	28,6	44,2	24,7	42,0	26,0
	дощове	25,4	23,8	34,6	15,4	20,9	20,3	27,0	19,8
	підземне	25,8	51,6	32,3	56,0	34,9	55,0	31,0	54,2
р.Случ – м.Сарни	снігове	56,8	46,3	56,5	55,5	38,8	44,6	50,7	48,8
	дощове	14,5	26,8	25,4	18,5	34,3	1,8	24,7	15,7
	підземне	28,7	26,9	18,1	26,0	26,9	53,6	24,6	35,5
р.Снов-м.Щорс	снігове	49,1	63,8	60,3	38,3	63,7	48,1	57,7	50,1
	дощове	27,3	22,5	16,7	24,1	4,0	13,4	16,0	20,0
	підземне	23,6	13,7	23,0	37,6	32,3	38,5	26,3	29,9
р.Рось – м.Корсунь- Шевченків.	снігове	73,5	9,5	46,9	25,0	43,4	32,8	54,6	22,4
	дощове	16,3	41,0	38,8	33,5	31,7	26,3	28,9	33,6
	підземне	10,2	49,5	14,3	41,5	24,9	40,9	16,5	44,0
р.Псел – м.Суми	снігове	54,0	43,0	55,9	36,8	36,7	13,3	48,9	31,0
	дощове	15,9	16,5	10,0	12,6	18,4	10,4	14,8	13,2
	підземне	30,1	40,5	34,1	50,6	44,9	76,3	36,3	55,8
р.Сула – м.Лубни	снігове	60,3	54,3	59,0	58,7	36,8	57,6	52,0	56,9
	дощове	20,5	19,3	20,4	16,5	21,3	10,1	20,7	15,3
	підземне	19,2	26,4	20,6	24,8	41,9	32,3	27,3	27,8
р.Самара – с.Кочеріжки	снігове	68,6	39,3	67,7	54,5	35,7	47,6	57,3	47,1
	дощове	23,9	40,0	19,7	25,0	38,1	26,5	27,2	30,5
	підземне	7,5	20,7	12,6	20,5	26,2	25,9	15,5	22,4
Середнє басейну	снігове	58,7	40,1	54,2	42,5	42,8	38,4	51,9	40,3
	дощове	20,5	27,1	23,6	20,8	24,1	15,5	22,7	21,1
	підземне	20,8	32,8	22,2	36,7	33,1	46,1	25,4	38,6

Обговорюючи зміну співвідношення окремих видів живлення у роки різної водності, слід зазначити таке: впродовж першого розрахункового періоду (до 1989 р.) чітко прослідковується тенденція скорочення частки снігового та зростання часток дощового та підземного живлення з зменшенням водності року; протягом останніх десятиліть відсутня чітка тенденція щодо зміни частки снігового живлення залежно від водності року (вона коливається в межах 2,5-4,0%), але відповідні зміни часток дощового та підземного живлення є протилежними (із зменшенням водності року частка дощового живлення зменшується при одночасному зростанні частки підземного). У маловодні роки частка останнього стає найбільшою (а у зазначених районах басейну з поширенням карсту – переважуючою) у живленні річок басейну. Частка снігового живлення зменшилась для всіх груп років, але найінтенсивніше для багатоводних (на 18,6%).

Зміни складових водно-теплогового балансу та відповідні зміни, що відбулися у характері живлення річок басейну Дніпра впродовж останніх двох десятиліть призвели до суттєвого внутрішньорічного перерозподілу стоку, а саме, до зменшення об'єму стоку весняного водопілля та одночасного зростання стоку літньо-осінньої та зимової межени. Як приклад, на рис. 1, 2 наведено гідрографи стоку р. Десна в створі гідропоста Чернігів за роки однакової забезпеченості (близької до 50%), що відносяться до першого (1957 р.) та другого (2003 р.) характерних періодів. Гідрографи побудовано в однаковому масштабі.

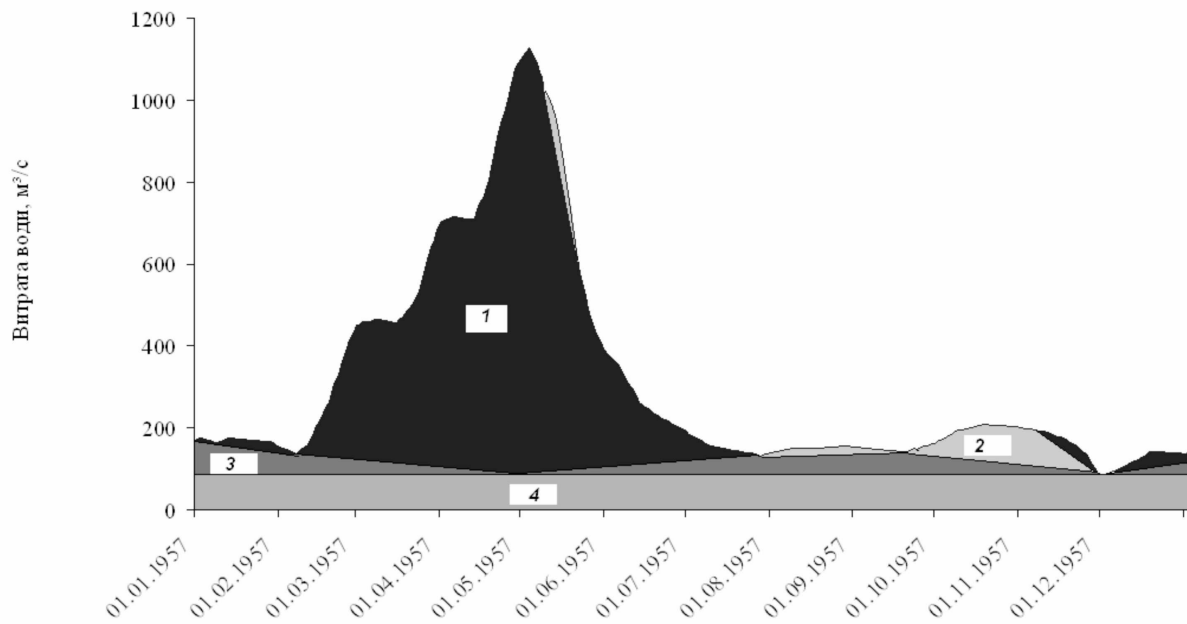


Рис. 1. Гідрограф стоку р.Десна – г/п Чернігів за 1957 рік (1 – снігове живлення; 2 – дощове живлення; 3 – внутрішньогрунтове живлення; 4 – постійне підземне живлення)

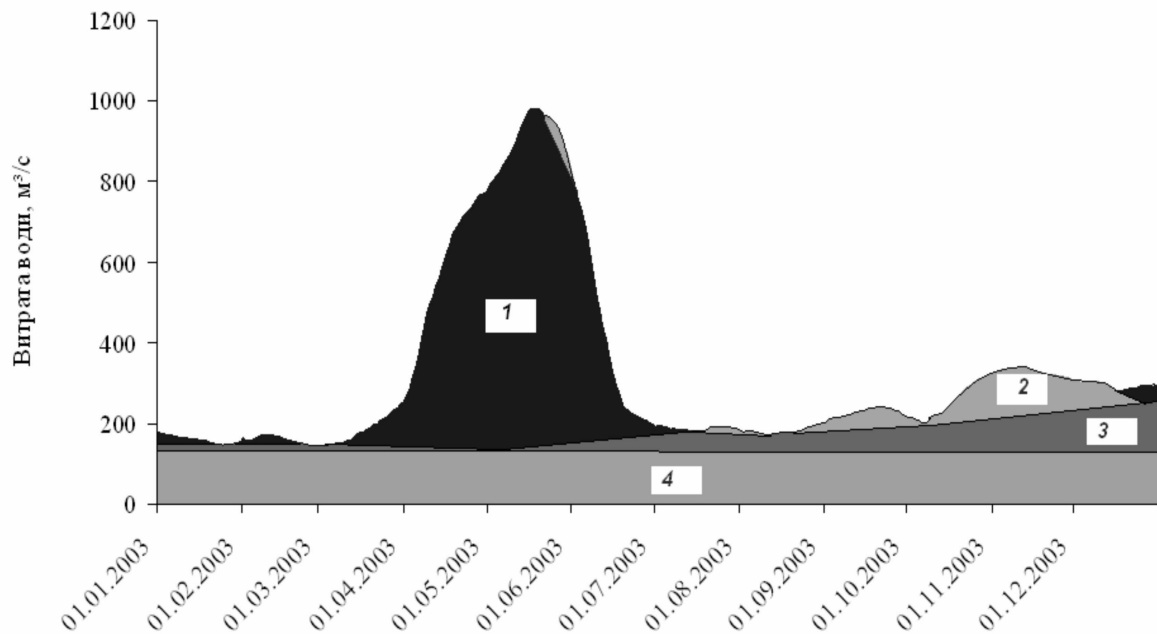


Рис. 2. Гідрограф стоку р.Десна – г/п Чернігів за 2003 рік (1 – снігове живлення; 2 – дощове живлення; 3 – внутрішньогрунтове живлення; 4 – постійне підземне живлення)

Аналіз гідрографів підтверджує висновки щодо внутрішньорічного перерозподілу стоку, наведені вище. Для визначення причин перерозподілу проведено поділ гідрографів за генетичними ознаками, що дало змогу визначити частку окремих видів живлення (табл. 2).

Частка окремих видів живлення р.Десна – г/п Чернігів для років 50% забезпеченості двох характерних періодів

Рік	Живлення:			
	снігове	дощове	внутрішньо-грунтове	постійне підземне
1957	66,0	4,0	9,0	21,0
2003	40,0	3,0	13,0	44,0

Висновки

Внутрішньорічні коливання стоку залежать від співвідношення тих чи інших джерел живлення та їх змін впродовж року. Збільшення частки підземного живлення та скорочення частки снігового у стоці річок басейну Дніпра є головною причиною вирівнювання його внутрішньорічного розподілу – зменшення частки стоку весняного водопілля та зростання стоку літньо-осінньої та зимової межени. Аналогічна тенденція прослідковується і в змінах стоку річок інших регіонів рівнинної частини території України.

1. Попов О.В. Подземное питание рек / О.В. Попов. – Л.: Гидрометеиздат, 1968. – 292 с.
2. Соколовский Д.Л. Речной сток (основы теории и методики расчетов) / Д.Л. Соколовский. – Л.: Гидрометеиздат, 1968. – 540 с.
3. Струтинська В.М. Термічний та льодовий режими річок басейну Дніпра з другої половини XX століття / Струтинська В.М., Гребін В.В. – К.: Ніка-Центр, 2010. – 196 с.

В.В.Гребень, Ю.А.Черноморец

Киевский национальный университет им. Тараса Шевченко, Украина

ВКЛАД ОТДЕЛЬНЫХ ВИДОВ ПИТАНИЯ ВО ВНУТРИГОДОВОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ СТОКА РЕК БАСЕЙНА ДНЕПРА

Представлены результаты исследований современных изменений структуры видов питания рек бассейна Днепра, которые происходят вследствие климатических изменений. Осуществлен анализ влияния указанных изменений на внутригодовое распределение стока рек бассейна и форму их гидрографов.

Ключевые слова: климатические изменения, питание рек, внутригодовое распределение стока

V.V.Grebin', Y.O.Chornomorets

Taras Shevchenko National University of Kyiv, Ukraine

CONTRIBUTION OF A DEFINITE TYPES OF ALIMENTATIONS TO THE ANNUAL DISTRIBUTION OF A RIVER FLOW OF DNIEPER BASIN

The results of modern changes research of alimentention types structure of Dnieper basin rivers which caused by the climate changes is given. The analysis of the impact of abovementioned changes on annual distribution of rivers flow and shape of its discharge hydrograph is done.

Key words: climate change, river alimentention, annual distribution of river flow

УДК [591.524.11.574.63](285.33)

Й.В. ГРИБ

Інститут гідробіології НАН України

пр-т Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210, Україна

ЕКОЛОГІЧНІ СУКЦЕСІЇ МІЛКОВОДЬ І ПРИДАТКОВОЇ МЕРЕЖІ ДНІПРОВСЬКИХ ВОДОСХОВИЩ (ТИПІЗАЦІЯ, УПРАВЛІННЯ)

Опрацьована типізація екологічних сукцесій гідробіоценозів придаткової мережі каскаду дніпровських руслових водосховищ та методи попередження їх передчасного старіння.

Ключові слова: екологічні сукцесії, макроекосистема, типізація, реабілітація

В процесі розвитку екосистем руслових водосховищ, їх зрілості і старіння відбуваються сукцесійні зміни складу біоти, що формуються під впливом численних чинників біотичного і абіотичного характеру [4, 13]. До них віднесені: переробка сторонніх біогенних домішок (C, N, P), «цвітіння» води та розвиток вищих водяних рослин (ВВР), гідрологічний режим (Qф), та швидкість руслового потоку (V); рівень водного дзеркала при нормальному підпірному рівні (НПР); – (Δh); вітрове перемішування та абразія берегів (n); замулення літоралі та відшнуровування мілководь, формування сплавин (m); прогрівання товщі води на літоралі в місцях стагнації (Δt); явища зимової та літньої аноксії, формування сірководневих зон на межі «донні відклади–водне середовище» (РК); твердий стік придаткової річкової мережі (Р); заростання макрофітами водного дзеркала (В); наявність маточного поголів'я аборигенної іхтіофауни, як верхньої ланки трофічного ланцюга (m_Р); наявність тріади життя для розвитку аборигенної іхтіофауни – маси живого корму (Mk), зимувальних ям (Z) та природних нерестовищ (Fn); часовий фактор (τ) тощо. Тобто формування екологічних сукцесій біоценозів – багатофакторний процес, що залежить від значної кількості.

$$N_{\text{сукц}} = f(\sum \text{CNP}, Q_{\text{ф}}, V, \Delta h, n, m, \Delta t, \text{РК}, P, B, mR, Mk, Z, Fn, \tau) \quad (1)$$

Серед них можна виділити: замулення, як наслідок внесення зависів річковим стоком та абразії берегів; кисневий режим, як наслідок евтрофікації, фізіологічних процесів (заростання ВВР) та кліматичних умов; рибопродукція як результат впливу стресових ситуацій та стану водної екосистеми.

Як правило, у формуванні сукцесій біоценозів діють сукупності чинників – порушення життєвого простору, дефіцит розчиненого кисню, замулення, накопичення фітомаси ВВР. Разом вони діють, як потужні стресові чинники [4, 14].

Стійкість водного середовища (St), можемо визначити як відношення чисельності межових зон-екотонів (Nекот) до чисельності стресових ситуацій (Str).

$$St = \sum N_{\text{екот}} / \sum Str \quad (2)$$

При відсутності стресів стійкість формуватиметься тільки чисельністю локалітетів життя ($\sum N_{\text{екот}}$). Відмічені відмінності розвитку гідробіоценозів застійних зон та приток [5,8,12].

У зв'язку з зазначеним необхідно чітко підійти до визначення терміну «екологічна сукцесія». Згідно визначення Реймерса П.Ф. та Яблокова А.В.: «Сукцесія» – це послідовна зміна біоценозів, які виникають на одній і тій же території в результаті впливу природних чинників (включно внутрішніх суперечностей розвитку самих біоценозів) або впливу людини» [2, 4, 13]. Однак, сам вплив стадій розвитку макроекосистем водосховищ, їх старіння у часі та формування сукцесій гідробіоценозів (ГБЦ) не розглядається.

Ми визначаємо концепцію екологічних сукцесій водних макроекосистем так: «Екологічні сукцесії водних макроекосистем – це послідовні або катастрофічні зміни у просторі і часі складу, видового різноманіття і продуктивності водної біоти досліджуваного об'єкту, спричинені дією природно-історичних, кліматичних та антропогенних чинників».

Матеріал і методи досліджень

Досліджувались макроекосистеми Київського, Кременчуцького та Каховського водосховищ та придаткова мережа щодо інтенсивності замулення, заростання ВВР, видового різноманіття аборигенної іхтіофауни.

Методи досліджень: гідрологічні, аерокосмічні, гідроекологічні, пошукові за науковими джерелами.

Результати досліджень та їх обговорення

Результати аналізу зведені у табл. 1.

Таблиця 1

Гідроекологічна характеристика досліджуваних об'єктів [1, 2, 7]

Водосховище	Стійкість, St	Водо-обмін, разів/рік	Проточність, см/с	Площа мілководь, км ² /%	Заростання ВВР, %	Видове різноманіття іхтіофауни	Замори риб, роки	Стан нерестовищ
Київське	3,0	9,9	3,4	312,0 34,0	36,0	Скорочення на 11 таксонів	2010	Гирлові ділянки приток
Кременчуцьке	1,0	4,2	2,0	410,0 18,0	20,0	Скорочення на 8 таксонів	1996	порушені

ПРІСНОВОДНА ГІДРОБІОЛОГІЯ

Продовження таблиці 1								
Каховське	0,8	2,5	1,8	110,0 5,1	10,0	Скорочення на 10 таксонів	постійно	порушені
Дніпровсько-Бузький лиман	>3,0	Від 2 до 30 діб	>3,0	62,5	>50,0	Налічується 81 вид риб	постійно	погіршені

Як видно з даних табл. 1, різні руслові водосховища мають відмінні гідроекологічні характеристики, що вимагає типізації сукцесій з метою керування екологічною ситуацією (табл. 2.).

Таблиця 2

Типізація екологічних сукцесій гідробіоценозів гирлових ділянок річок при впадінні у водосховища та мілководь дніпровського каскаду [4, 8, 10].

Типи екологічних сукцесій	Прояви, причини, ознаки
I Молода екосистема “гирла річок – водосховище” ($P < D$)	
1. Сингенетичні (екологічний оптимум)	Формування і розвиток ГБЦ, їх розселення при заповненні чаші водосховищ, формування берегової лінії
2. Ендогенні (ендофічні)	Накопичення донних відкладів, розселення, розвиток ВВР за поясами діленням – куртин очерету, глечиків жовтих, рогазу, латаття білого, рдестників тощо
II. Зрілі екосистеми “гирла річок – водосховище”, старіючі ($P \approx D$)	
1. Екзогенні зворотні і незворотні: а) кліматично-гідрологічні (Каховське водосховище) б) геоморфічно-гідрологічні (всі водосховища) II стадія в) селективні фітореогенні (відшнуровані заплавні водойми) Зоореогенні (Запорізьке водосховище) г) відновлювальні, гідрологічні нестабільні (гирла приток)	Відшнуровання, ізоляція і пересихання мілководь через заростання ВВР та зниження швидкості течії води на літоралі, монотипізація видів ВВР Руслово-заплавна трансформація дна літоралі, періодичне підняття та падіння рівня дзеркала води при спрацюванні і наповненні водосховищ, замулення мертвого простору водосховищ Суцільне заростання водного дзеркала монодомінантними видами ВВР найбільш адаптованих до нових умов середовища (ряска мала та триборозенчаста, очерет) Розселення адаптивних видів аборигенної іхтіофауни з широкою амплітудою коливань гідрологічних, гідрохімічних та гідробіологічних характеристик (сріблястий карась, лин, плітка), розвиток риб з коротким циклом відтворення (плітка, окунь тощо) Молоді, нестабільні екосистеми при спрацюванні рівнів водосховищ, зменшення величини підпору
III. Клімаксні екосистеми “гирла річок – водосховище”, старіючі $P > D$	
1. Філогенетичні незворотні антропогенно-субклімаксні а) фітофілоценотичні б) зоофілоценотичні: карась сріблястий, окунь	Масовий розвиток одного виду фітоценозу або груп ВВР, заболочування літоралі, формування розгалужених русел річок (Сульська затока Кременчуцького водосховища, гирло р. Сули), формування сірководневих та фенольних зон в місцях накопичення і розкладу вищих водяних рослин, формування сплавин на відмілинах Проникнення або розселення одного або декількох видів аборигенних або інтродукованих риб, не характерних для регіону (сріблястий карась, колючка трьохголова, плітка, ротан), та захоплення ними екологічних ніш
IV. Локальні катастрофічні сукцесії (з заморами риб) (ЛКС)	
1. Антропогенного походження: а) антропогенні (Київське, Канівське, Запорізьке, Каховське) б) зоогенні (Київське Кременчуцьке) в) токсикогенні (гострі та хронічні) г) термальні	Скидання стічних та зливних вод (С, N, P) урбанізованих територій, надходження дренажних вод з меліоративних систем (верхів'я Київського водосховища) через басейни рр. Прип'ять, Десна, Трубіж та лівобережних приток р. Прип'ять з сторони Білорусі Порушення місць зимівлі риб, шляхів нерестових міграцій через замулення русел або їх спрямлення. Деградації зимувальних ям та природних нерестовищ. Спрацювання рівня дзеркала води нижче допустимого
2. ЛКС природного походження:	Вплив ксенобіотиків. Закислення водного середовища, проникнення СПАР та феноловмісних сполук, вплив порових розчинів донних мулів, сірководню, Fe^{2+} , Mn^{2+}

<p>а) аерогенні кисневі літні зворотні (Кременчуцьке, Каховське)</p> <p>Зимові незворотні (Київське, Кременчуцьке водосховища)</p> <p>б) фітоценотичні при старінні екосистем, явища стагнації та відшнування заплав заростями ВВР або намулом</p> <p>в) кліматично-гідрологічні ЛКС при зміні рівнів води, відшнування або ізоляція заглибин</p>	<p>Теплове забруднення внаслідок надходження підігрітих вод (після біологічного очищення стічних вод, систем охолодження промислових вод)</p> <p>Нагонні явища в період “цвітіння” води, дефіцит розчиненого кисню через явища темного фотосинтезу на зарослих ВВР мілководдях (Кременчуцьке, Каховське водосховища)</p> <p>Порушення явищ реаерації при суворих зимах та осідання кригового покриву на мілководдях, зниження витрат води, надходження дренажних вод з високим вмістом закисних форм заліза та марганцю, органічних домішок активних поглиначів розчиненого кисню</p> <p>Ліквідація природних нерестовищ, загибель ікри від дії сірководню та молоді від явищ аноксії (Кременчуцьке та Каховське водосховища; гирла рр. Сула, Псьол).</p> <p>Дефіцит розчиненого кисню, замори риб</p>
<p>V. Реабілітаційні системи</p>	
<p>Рибовідтворювальні природні (реліктові) сукцесії гідробіоценозів (компенсаційно-відтворювальні на збережених у природному стані відрізках русел річок) або гирлових ділянок</p>	<p>Притоки першого та другого порядку на відрізках русел басейну Дніпра що обумовлюють самоочищення води та збагачення її живим кормом (100,0-150,0 км вверх за течією від гирла рр. Горинь, Стир, Десна, Снов, Убідь, Мена, Остер, Сейм, Вільшанка, Рось та інші) як основи природного рибовідтворювального комплексу</p>

Примітки: Р – продукція, Д – деструкція

Жодного разу рибопродуктивність каскаду водосховищ не була доведена до розрахункової величини, а нині фактично знизилася нижче кратної відмітки. Відмічено втрату більшої частини природних нерестовищ, тугорослість риб (ляща), перевага смітних риб з коротким циклом розвитку [9]. При існуючому стані ведення господарства риби тут стає ризикованим і можливе лише штучне відтворення. Завдання полягає в омолодженні екосистеми водосховищ, зниженні ентропії і підвищенні біопродуктивності [2, 3, 14, 15].

Висновки

1. Старіння мегаекосистем дніпровських водосховищ і формування екологічних сукцесій гідробіоценозів, це багатofакторний процес, що залежить від гідрологічного режиму, глибини водойми, кисневого режиму, чисельності стресових чинників, часового фактору.
2. Типізація екологічних сукцесій мегаекосистем дасть можливість картографування території водосховищ та прийняти заходи з їх реабілітації.
3. Підвищення рибопродуктивності водосховищ залежить від попередження замулення літоралі, заростання ВВР, видалення накопиченого мулу та фітомаси ВВР, мінімізації стресових ситуацій.

1. *Беспозвоночные и рыбы Днепра и его водохранилищ* / Л.Н. Зимбалева, П.Г. Сухойван, М.И. Черногоренко [и др.]. – К.: Наук. думка. 1989. – 245 с.
2. *Відновна іхтіологія: навч. посіб.* / під ред. Й.В. Гриба, В.В. Сондака. – Рівне: Волинські обереги, 2008. – 640 с.
3. *Гриб Й.В.* Старіння озерних екосистем оцінка стану та методи реабілітації. Совр. пробл. гидробиол., перспективы, пути и методы решений: мат. второй межд. научн.-практ. конф., 26-29 авг. 2008 / Й.В. Гриб. – Херсон, 2008. – С. 3–10.
4. *Гриб Й.В.* Екологічна оцінка стану екосистем річкових басейнів рівнинної частини території України (охорона, відновлення, управління) : автореф. дис. ... докт. біол. наук. 03.00.16 “Екологія” / Й.В. Гриб. – Дніпропетровськ, 2002. – 48 с.
5. *Гулейкова Л.В.* Вплив приток на розвиток зоопланктону р. Десни / Л.В. Гулейкова // Наук. зап. Терноп. педуніверситету ім. В. Гнатюка. – 2001. – №3 (14). – С. 99–100.
6. *Дылис Н.В.* Основы биогеоценологии / Н.В. Дылис. – М.: МГУ, 1978. – 151 с.
7. *Идентификация и оценка «горячих точек» в бассейне Днепра и территории Украины* / [Романенко В.Д. и др.]. – К.: ПолиграфКонсалтинг, 2004. – 282 с.
8. *Ковальчук А.А.* Роль простейших и микропозвоночных бентоса мелководий Кременчугского водохранилища в продукционно-деструкционных процессах / А.А. Ковальчук // Гидробиол. журн. – 2003. – Т.39, № 2. – С. 28–47.
9. *Максимович В.О.* Особливості морфометрії ляща (*Abramis brama* L.) середньої частини Канівського водосховища / В.О. Максимович // Наук. зап. Терноп. держ. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка, 2001. – №4(15). – С. 176–177.

10. Новиков Б.И. Донные отложения днепровских водохранилищ / Б.И. Новиков – К.: Наук. думка, 1985. – 170 с.
11. Одум Ю. Основы экологии / Ю. Одум. – М.: Мир, 1975. – 742 с.
12. Плигин Ю.В. Сукцессии сообществ макрозообентоса водохранилищ под влиянием природных и антропогенных факторов / Ю.В. Плигин, С.Ф. Матчинская // Наук. зап. Терноп. держ. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. – 2001. – № 3 (14). – С. 83–84.
13. Реймерс Н.Ф. Словарь терминов и понятий, связанных с охраной живой природы / Реймерс Н.Ф., Яблоков А.В. – Л.: Наука, 1982. – 144 с.
14. Сондак В.В. Відновна іхтіоекологія водойм Західного Полісся України / В.В. Сондак. – Рівне: Волинські береги, 2008. – 290 с.
15. Фильчагов Л.П. Возрождение малых рек / Фильчагов Л.П., Полищук В.В. – К.: Урожай, 1989. – 182 с.

Й.В. Гриб

Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ СУКЦЕССИИ МЕЛКОВОДИЙ И ПРИДАТОЧНОЙ СЕТИ ДНЕПРОВСКИХ ВОДОХРАНИЛИЩ (ТИПИЗАЦИЯ, УПРАВЛЕНИЕ)

Разработана типизация экологических сукцессий гидробиоценозов придаточной сети каскада днепровских русловых водохранилищ и методы предотвращения их старения.

Ключевые слова: экологические сукцессии, макроэкосистема, типизация, реабилитация

Yo.V. Gryb

Institute hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

ECOLOGICAL SUCCESSIONS OF SHALLOW WATER AND ADDITIONAL NETWORK OF DNEPR STORAGE POOLS (TYPIFICATION, MANAGEMENT)

Typization of ecological successions of hydrobiocenoses of shallow areas and additional system of the Dnieper reservoirs and methods to prevent their aging have been developed

Key words: ecological succesions, macroecosystem, typification, rehabilitation

УДК [577.23 +615.9]574.64

В.В. ГРУБІНКО

Тернопільський національний педагогічний університет ім. Володимира Гнатюка
вул. М. Кривоноса, 2, Тернопіль 46027, Україна

ПРИНЦИПИ ОПИСАНИЯ СТАНУ БІО-, ЕКО- СИСТЕМ

Розглянуто структурні, кінетичні та термодинамічні принципи організації і реакції біо-, еко- систем у контексті дії на них несприятливих факторів.

Поняття “різноманіття” розглядається як комплексна гетерогенність (генетична, морфологічна, функціональна з фізіологічної та біоценотичної точок зору різноякісність, внутрішньопопуляційна мінливість, видове багатство, екотоп на різноякісність тощо), а в поняття “продуктивність” – здатність системи за рахунок забезпечення функціонування якомога більшої кількості і швидкості внутрішніх циклів, що формують в ній потік енергії певної ємності і швидкості, фіксувати внутрішню енергію як результат різноманіття форм певної кількості і складності (формування як наслідок кількісного і якісного розвитку системи). Пропонується при оцінці стану біо-, еко- системи розглядати її гетерогенність та продуктивність в конкретних просторово-часових межах як такі, що забезпечує стійкість стаціонарного стану (дискретний стан) та накопичення потенціалу для континуального переходу в нову якість, в результаті чого забезпечується існування системи в загальноеволюційному процесі, формується її еквіфінальність як інтегральна властивість доцільності існування.

Ключові слова: структура, динаміка, термодинаміка, біо-, еко- системи, різноманіття, продуктивність, стійкість, еквіфінальність

Одним з найпоширеніших способів оцінки стану біоценотичного середовища є **видова різноманітність** (відображає структуру біоценозу, генетичну різноякісність, співвідношення та функціональну роль у ньому представників окремих популяцій в їх екотопах), критерії якої розраховують за формулою Шеннона, та **біопродуктивність** як наслідок кількісного і якісного

розвитку угруповань [20, 22]. Згідно твердження цих авторів, вивчення цих угруповань при оцінці якості води дає досить надійні результати. Однак, для цього треба систематично проводити аналіз його складу і структури біоценозу, що досить трудомістко [15]. Разом з тим про значну ступінь деградації біоценозу, а відповідно, і про порушення умов середовища, роблять висновок на основі низьких для даного угруповання величин чисельності й біомаси домінантного виду (видів). Антропогенний вплив на водойми призводить, як правило, до зниження показників видового різноманіття внаслідок елімінації видів, чутливих до несприятливих змін факторів середовища і до зростання чисельності толерантних видів. Однак, показник видового розмаїття Шеннона не завжди характеризує стан екосистем, оскільки його низькі значення типові не лише для забруднених районів, але і для інших біоценозів, де виразно домінує один вид. Тобто при погіршенні умов середовища частка домінуючого виду в угрупованні зменшується, що призводить до зростання величини видового різноманіття [15].

Виходячи з зазначеного, видове різноманіття для оцінки трансформації середовища, включно токсичного, важливе не само по собі як показник, оскільки немає його ідеальної величини (остання визначається як наслідок довготривалого розвитку структурного стану біоценозу у середовищі, де комплексно реалізується дія всіх значимих чинників – зовнішніх і внутрішніх (результат внутрішньопопуляційних та біоценотичних взаємодій), а з точки зору його швидкої (флуктуаційної) зміни. Як стверджують автори роботи [5]: “... методи біоіндикації, які базуються на оцінці видового складу біоти забруднених водойм, виправдали себе під час визначення нетоксичних забруднень (органічних, сапробних). Проте, у разі токсичних забруднень вони недостатньо придатні до застосування, оскільки не забезпечують адекватних показників. В забруднених водоймах відбуваються суттєві зміни видового складу, чисельності і біомаси популяцій, порушуються їх життєві цикли, окремі види повністю зникають, проте інтерпретувати такі зміни надзвичайно важко, оскільки вони можуть бути викликані метеорологічними чинниками, природними коливаннями чисельності тощо”.

Зважаючи на величезну кількість чинників, що визначають якість середовища (лише кількість речовин, занесених до класу полютантів, складає близько 150 тис., з яких до водойм потрапляє до 40 тис.), найперспективнішою (можливо єдиною можливою) є оцінка його якості за станом самих біосистем, що найповніше віддзеркалюватиме ступінь адекватності середовища особливостям живої матерії, а зміни у стані середовища мають оцінюватися за функцією відгуку біосистем різного рівня. В цьому аспекті пріоритет, безперечно, належить структурно-функціональним параметрам живих систем, які можуть однаково успішно застосовуватися як до будь-яких організмів, незалежно від їхнього систематичного положення, так і до їхніх угруповань. Проте, описання біологічних систем з точки зору їх структурно-функціональної єдності нині не має чіткої універсалізації, що утруднює інтерпретацію результатів досліджень показників представників окремих видів і їх уніфікацію на рівні характеристики екосистем. Тому, насамперед, коротко зупинимося на аналізі системного уявлення про біо-, еко- логічні утворення.

Біологічні утворення як системи. Для пояснення стану будь-яких явищ і процесів використовують загальнотеоретичне (філософське) осмислення їх організації і динаміки як цілісних структур, що описуються з точки зору теорії систем. На сучасному етапі розвитку науки ідеї системності, поняття системи і теорії Луї фон Берталанфі [3] отримали загальне визнання і поширення. У визначення «система» вкладають два основних поняття: одне тяжіє до філософського трактування (В.Н. Садовський, 1974); інше ґрунтується на практичному використанні системної методології і тяжіє до вироблення загальнонаукового поняття системи (У.Р. Ешбі, Дж. Клір) [1]. Багатоплановість розуміння системи стало підставою для об'єднання системного руху в єдиній концепції.

Онтологічний зміст поняття “система” полягає в тлумаченні системи як “цілого, складеного з частин”, усвідомлення цілісності і розчленованості як природних, так і штучних об'єктів. системи як комплексу взаємодіючих компонентів. Нині саме за цим розумінням системи закріпився термін “матеріальна система як цілісна сукупність матеріальних об'єктів”. Тому ґносеологічний зміст поняття “система” в сучасній системній парадигмі висуває три найважливіші вимоги до системності знання, а значить, і ознаки системи: повнота вихідних підстав (елементів, з яких виводиться решта знань); виводимість (визначальність) знань; цілісність створеного знання.

Отже, інтегрований зміст поняття “система” полягає в тому, що система є сукупністю, композицією елементів і стосунків, але і цілісну властивість самого об'єкту, відносно якого і будується система [23].

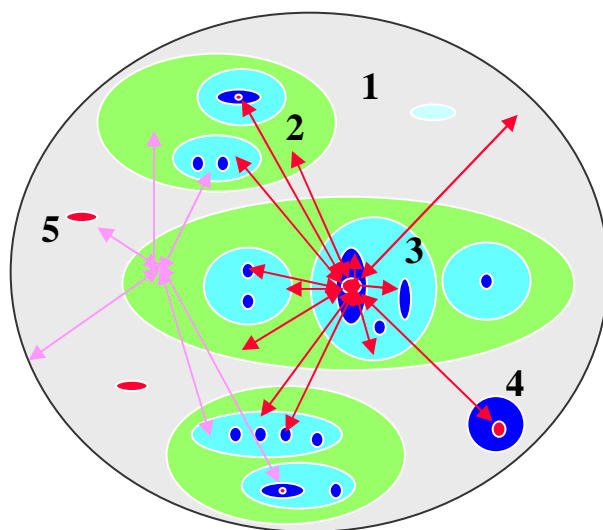
Щодо біологічних систем, то відомим фізіологом П.К. Анохіним в 1932-1933 рр. запропоновано поняття “функціональна система” – система, що сформована для досягнення в

процесі свого функціонування заданого корисного результату (цільової функції). Основоположне початкове положення теорії функціональних систем полягає в тому, що системоутворюючим чинником є конкретний результат (цільова функція) функціонування системи. У цьому контексті система виступає як комплекс вибірково залучених елементів, які взаємно сприяють досягненню заданого корисного результату. Ієрархія підсистем повинна формуватися як ієрархія результатів, що відкриває спосіб і механізм поєднання ієрархічних рівнів. Функціональні системи зазвичай складаються з неоднорідних елементів підсистем, кожен з яких несе своє функціональне і специфічне навантаження в досягненні результату. Ці підсистеми, у свою чергу, розчленовуються на ряд неоднорідних елементів підсистем, які також не повинні розглядатися розрізнено і поза єдиною функціональною системою, створеною для досягнення загального результату – мети. Мета розглядається як заданий результат; критерій – як ознака, за якою визначається відповідність цьому результату; обмеження – міра свободи, необхідна для досягнення результату. Згідно з цим функціями системи є призначення, коло діяльності, обов'язок системи, зумовлений заданим результатом її функціонування.

Виходячи з зазначеного, виділяють критерії біологічних систем [19, 23, 25]: детермінація системоутворення (системоутворюючий фактор); структурно-функціональна цілісність та інтегративність; упорядкована (організована) взаємодія (дисипативність), цілеспрямованість, мультиплікативність; декомпозиція (структурно-функціональна індивідуальність елементів та їх інтегративна єдність); функціональна ієрархічність та емергентність ($S_{\text{сис.}} \geq S_1 + S_2 + S_3 + \dots + S_{n-1}$); комунікативність (наявність внутрішніх і зовнішніх взаємодій); стійкість (самопідтримання): аналіз, саморегуляція, адаптивність; самовідтворення та спадковість (морфогенез, розмноження, сукцесійні серії); саморозвиток: феноменологічна та динамічна функціональність – континуальність і дискретність, еквіфінальність (онтогенез, сукцесія, еволюція).

Всі зазначені властивості біологічних систем можна віднести до трьох категорій: структурна цілісність та функціональна єдність; динамічний саморозвиток; саморегуляція і адаптація.

Перша з основних в сукупності властивостей біологічних систем є організація біологічних систем за принципом включеності структурних елементів, що забезпечує цілісність системи та



1, 2, 3, 4, 5 - елемент 1-го; 2-го, 3-го, 4-го, 5-го, ... *i*-го порядку функціональну єдності її елементів (рис. 1).

Рис. 1. Схема організації системи згідно принципу включеності

Наведена схема показує, що в системах поряд з ієрархічністю елементів кожен з них, володіючи унікальною структурно-функціональною індивідуальністю, є обов'язковим (унікальним) компонентом системи, що завдяки цьому та численній кількості функціональних зв'язків (векторні взаємодії) забезпечує стійкість та самоорганізацію і самопідтримання системи в цілому. Згідно твердження Ю.А. Урманцева [25] основними структурними характеристиками системи є: **Мі** – множина елементів системи; **Рі** – взаємодії між елементами; **Зі** – закон композиції (композиційність як фактор функціональної ефективності); **Аі** – виокремлення елементів множини **Мі** з множини **М**. Загальні характеристики системи є єдністю властивостей елементів, разом з тим

не їх сумою, а новою властивістю, за характеристикою ширшою і важливішою, ніж властивості кожного елемента. Тому можна говорити про гетерогенність (поліморфізм і ізоморфізм), симетрію і асиметрію систем. Випадання (елімінація) будь-якого *i*-го структурно-функціонального елемента будь-якого порядку організації зменшує ступінь реалізації цих глобальних властивостей і унаслідок цього дестабілізує систему. Тому, як зникнення (руйнування або відсутність синтезу) будь-якої молекули в клітині, так втрата функцій у тканині, органі чи системі органів, а також елімінація популяції (видів) в біоценозі (екосистемі), призводить до втрати сукупності властивостей системи вищого порядку в цілому.

Організація системи за принципом включеності разом з тим не означає її повну замкненість (ізолюваність) від середовища в цілому та окремих елементів, особливо нижчих ієрархічних порядків, зокрема. Як система в цілому, так її кожна складова, незалежно від ієрархічного розміщення і ступеня інтегративності можуть мати чисельні взаємодії з середовищем прямо чи опосередковано. Їх кількістю та інтенсивністю, а також енергетичним потенціалом взаємодії (зміна ентропії), визначається ступінь відкритості системи, її залежність (чутливість) від зовнішніх чинників та, відповідно, здатність підтримувати певний рівень гомеостазу.

Динамічний (функціональний) рівень реалізації задач, що виконуються системою, визначається праметричною (величина-сила відповіді) та кодовою (частота відповіді) реакціями систем на інформацію, що надходить до них (дію фактора), і здатністю до внутрішнього аналізу, зворотньої реакції та організації саморегуляції (забезпечення підтримання гомеостазу) (рис. 2).



Рис. 2. Структурно-функціональна організація реакції систем на дію факторів

Реакція-відповідь системи на дію фактора(-ів) характеризується часово-просторовими фазами(етапами): рецепція і первинна(миттєва) реакція (дія); внутрішня реакція системи (самоаналіз), зворотній зв'язок (самоконтроль) та саморегуляція (гомеостаз); еферентна реакція (зовнішня відповідь) системи, результат її функціонування – кінцева дія [2]. Згідно цього функціональна ефективність системи залежить як від збалансованості діяльності системи на кожному етапі її реакції на факторіальний вплив, так і здатності підтримувати структурно-функціональний гомеостаз, що формує ступінь відкритості та опірності (забезпечення структурної цілісності та енергетичного (термодинамічного) статусу).

Згідно з Кенноном [3], під гомеостазом систем слід розуміти сукупність органічних регуляцій, що підтримають їх стійкий стан, причому дія регулюючих механізмів може здійснюватися не в одному і тому ж, а нерідко в різних і навіть протилежних напрямках – згідно відповідними зовнішніми змінами, що підкоряються деяким фізичним законам. Простим прикладом гомеостазу є гомеотермія. Згідно правила Вант-Гоффа зменшення температури веде до зниження швидкості хімічних реакцій: така закономірність характерна для звичайних фізико-хімічних систем, а також екзотермних тварин. Проте у ендотермів зниження температури викликає протилежну дію, а саме – збільшення швидкості метаболічного процесу, внаслідок чого підтримується постійна температура тіла. Це зумовлено дією механізму зворотнього зв'язку: зниження температури стимулює термогенні центри в таламусі мозку, які “вмикають” механізми, що виробляють тепло. Подібну схему зворотнього зв'язку можна знайти в різноманітних формах фізіолого-біохімічних регуляцій та регуляції стану і управління діями при цілеспрямованій активності біологічних і екологічних систем загалом.

Іншим чинником функціональної ефективності і гомеостазу систем є динамічна взаємодія усередині систем з багатьма змінними. Причому для біологічних систем у зв'язку з цим має значення дослідження поняття відкритості системи. Для такої системи характерним є те, що до неї постійно надходить ззовні речовина та енергія. Усередині системи остання піддається різним реакціям, які частково утворюють компоненти вищої складності – анаболізм (продуктивність). Одночасно з цим відбувається катаболізм речовини і кінцеві продукти виводяться з системи. Проста модель відкритої системи зображена на рис. 3.

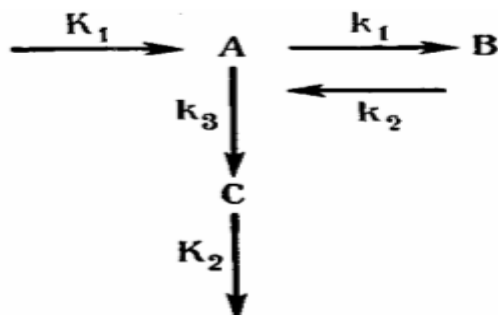


Рис. 3. Модель простої відкритої системи

Компонент А надходить в систему і перетворюється унаслідок зворотної реакції у компонент В; одночасно з цим шляхом прямої реакції відбувається катаболізм і отриманий продукт в кінцевому результаті виводиться з системи. K_1 , K_2 – константи надходження і виведення; k_1 , k_2 , k_3 – константи реакцій. Ця модель у загальних рисах відповідає, наприклад, білковому обміну, де: А – амінокислоти, В – протеїни, С – продукти фізіологічного виділення катаболізму амінокислот (за [3]).

Межі функціонування відкритих, на відміну від закритих, систем полягають в тому, що за відповідних умов відкрита система досягає стану динамічної рівноваги, в якій її структура залишається постійною, але в протилежність звичайній рівновазі ця постійність зберігається в процесі безперервного обміну і руху речовини, що складає її. Динамічна рівновага відкритих систем характеризується **принципом еквіфінальності**, тобто на відміну від стану рівноваги в закритих системах, повністю детермінованих початковими умовами, відкрита система може не залежного від часу досягати стану, який не залежить від її вихідних умов і визначається винятково параметрами системи. Більше того, у відкритих системах виявляються термодинамічні закономірності, які здаються парадоксальними і суперечать другому закону термодинаміки. Відповідно до цього загальний хід фізичних подій у закритих системах відбувається у напрямку збільшення ентропії, елімінації відмінностей і досягнення стану максимальної неупорядкованості. Разом з тим у відкритих системах, в яких відбувається перенесення речовини, цілком можливе введення негентропії завдяки потоку речовини і енергії через систему. Тому подібні системи можуть зберігати високий рівень і навіть розвиватися у бік збільшення порядку та складності, що дійсно є однею з найбільш важливих особливостей життєвих процесів [2].

Отже, “зворотний зв’язок”, “відкритість систем” та “гомеостаз” – це функціональні особливості біологічних систем і біологічних явищ взагалі. Проте за умови стабільно визначеної для кожної біо-, еко- системи (підсистем та їх елементів) еквіфінальності (консерватизм функції і, відповідно, результату діяльності системи), рівень (міра, ступінь) виявлення результату (його параметричні і кодові характеристики) можуть коливатися в межах функціональних задач системи та характеру зовнішнього впливу (тиску факторів, особливо критичних). Тому в системах за умови збереження загального рівня динамічної рівноваги можливі дисипативно-континуальні зміни (переходи) станів: вихідний в даних конкретних умовах та в даний час стаціонарний стан системи змінюється з її наступним кількісним і якісним переходом на новий рівень структурно-функціональної еквіфінальності (революція, еволюція) (рис. 4).

При цьому переходи від одного до іншого дискретного стану можуть здійснюватися по-різному (еволюційні зміни чи революційні стрибки в один чи декілька етапів) та за різними механізмами (фено- чи гено- типові адаптації) у напрямку структурно-функціонального ускладнення (прогрес) або спрощення (регрес), що визначається еквіфінальною доцільністю.

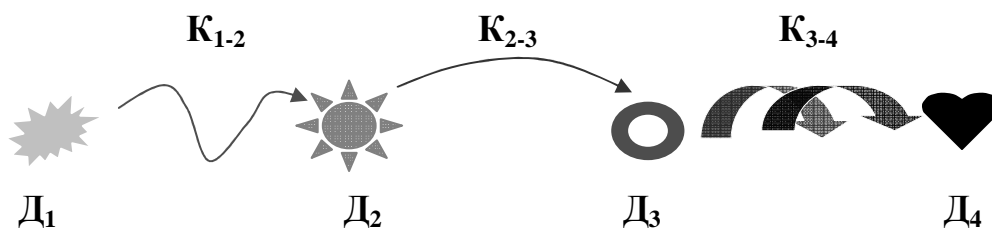


Рис. 4. Динаміка дискретно-континуальних переходів за зміни стану та в процесі розвитку систем. (Д – дискретний стан системи в даний момент часу; К – континуальний перехід системи до наступного в часі стану)

Дисипативно-континуальний принцип, наприклад, можна застосувати до широко відомого явища гомеостазу систем, що має в біології в даний час декілька трактувань. З одного боку це поняття використовується в його первинному розумінні, запропонованому Кенноном і ілюстрованому прикладами підтримання температури тіла і інших фізіологічних змінних за допомогою механізмів зворотного зв'язку. В розумінні, що використовується для описання органічної регуляції взагалі і адаптації як динамічного процесу біо-, еко- систем, гомеостаз розглядається як комплекс структурно-функціональних змін, що, реагуючи на зовнішні і внутрішні стимули, не тільки і не стільки зберігає стан системи в часі, а здатні змінити її властивості адекватно характеру, силі і частоті впливів. Динамізація станів живих систем детермінована як внутрішніми чинниками (генетично, фізіолого-біохімічно тощо), так і потребами постійного реагування на змінювані умови існування (абіотичні та біотичні), що в тривалому вимірі призводять до адаптацій та їх еволюціонування.

Узагальнюючи, можна зазначити, що живі системи можна вважати ієрархічно організованими відкритими системами, які здатні зберігати себе (певний час незмінними або шляхом континуальних переходів у вигляді нових дисипативних станів) у вигляді динамічної рівноваги з метою забезпечення постійного досягнення функціонального (діючого) результату. Будь-яку патологію в живих системах в зв'язку з цим слід розглядати як деякий процес певних порушень функціонування, що призводить до зменшення або втрати результату діяльності (порушення еквіфінальності: росту, продуктивності, конкурентноздатності, різноякісності і різноманіття, розвитку тощо).

Отже, з наведеного виникає питання: "Що може дати дослідникові представлення об'єкта як системи в системі об'єктів такого ж роду?". Як зазначає Ю.А. Урманцев [25] побудова системи об'єктів даного роду дозволяє здійснити таке:

1. Представити об'єкт, що вивчається, як систему, тобто як деяку єдність, складену з певного типу елементів, пов'язаних в ціле деякими стосунками (в окремому випадку взаємодіями), що складають умови для підтримання деякої динамічної структури (композиції). *Представлення об'єктів як систем і виведення на цій основі їх цілісних властивостей є першим основним завданням і першою основною методологічною вимогою будь-якого дослідження.* Коротко його можна виразити у вигляді вимоги вивчати об'єкт як систему, бо це, насамперед, дасть можливість виявити механізми організації, управління і контролю цілого явища чи процесу.

2. Отримати систему об'єктів даного роду, тобто систему як класифікацію. Побудова системи як класифікації, послідовне здобування і аналіз наступних тверджень, є другим основним завданням і другою основною методологічною вимогою дослідження. Коротко її можна виразити у вигляді вимоги вивчати систему як класифікацію.

3. Виявити в системі-класифікації гетерогенність (поліморфізм і ізоморфізм), симетрію і асиметрію, систему і хаос, способи породження підсистем. Між елементами в системі треба виявити вертикальні, горизонтальні, діагональні відповідності.

4. Пояснювати явища на основі реалізації в них механізмів забезпечення «зворотнього зв'язку», «відкритості систем» та регуляції «гомеостазу».

5. Здійснювати прогнози динаміки системи (дисипативно-континуальних переходів) і напрямків саморозвитку (еволюції) процесів в ній.

6. Встановлювати зв'язки системи-класифікації з іншими системами.

7. Математизувати описання системи.

З огляду на системні закономірності організації та функціонування біологічних та екологічних систем розглянемо основні закономірності їх системної реакції на дію токсикантів.

Загальні принципи реакції біологічних систем на дію факторів. Дію факторів, що приводить до порушення функцій біологічних систем, називають несприятливою дією. В її основі лежить взаємодія фізичних, хімічних та біологічних структур з біологічним об'єктом на молекулярному рівні. Формування і розвиток реакцій біосистеми на дію, що приводить до її пошкодження (тобто порушення її функцій, життєздатності) або загибелі, називають патологічним процесом. Наслідком несприятливої дії на біологічні системи є розвиток пошкоджуючого процесу (рис. 5).

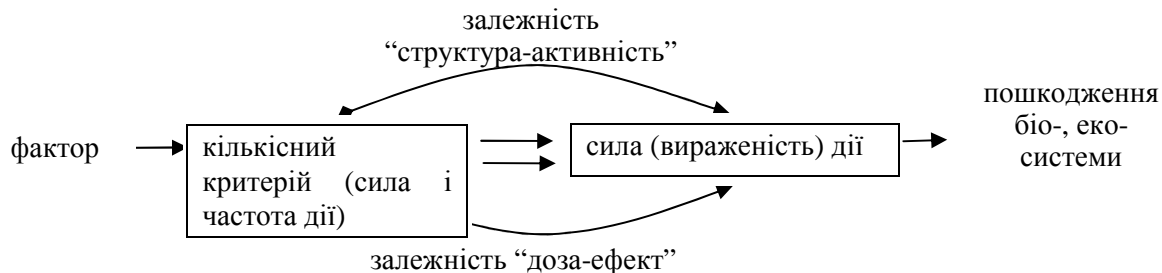


Рис. 5. Схема розвитку пошкоджуючого процесу

Пошкодження біологічних систем в залежності від механізму їх дії різноваріантні. Насамперед, різними є механізми дії факторів. В процесах, що розвиваються за пороговим принципом, причинно-наслідковий зв'язок між фактом дії і розвитком процесу носить безумовний характер: при дії фактору в дозах, нижчих певних рівнів, пошкоджуючий процес не розвивається, а досягши певної дози, процес розвивається неодмінно. Залежність "доза-ефект" простежується на рівні кожної окремої біо-, еко системи. При цьому, як правило, чим більша доза, тим значніший прояв пошкоджуючого процесу. У процесах, що розвиваються за безпороговим принципом, причинно-наслідкові зв'язки між фактом дії і розвитком процесу носять імовірнісний характер: вірогідність формування ефекту зберігається при дії на організм навіть однієї елементарної структурної одиниці (фізичного чи хімічного носія фактора), разом з тим в окремих біо-, еко- системах процес може і не розвинути, не зважаючи на значне збільшення дози (близькі до смертельних).

Тому пошкодження, залежно від механізму їх дії, багатоваріантне (флуктуаційне). Розвиток пошкодження та наступною за ним патології носить ланцюговий, взаємозалежний, підпорядкований, пролонгований, у результаті – цілісний (системний) характер [6, 16, 26, 28, 30]. Крім того, існують різні варіанти прояву дозозалежності, пов'язані з величиною (сила і частота дії) фактора у середовищі та біо-, еко- системі: дозонечутлива; концентраційна, концентраційна з насиченням; кумулятивна (рис. 6).

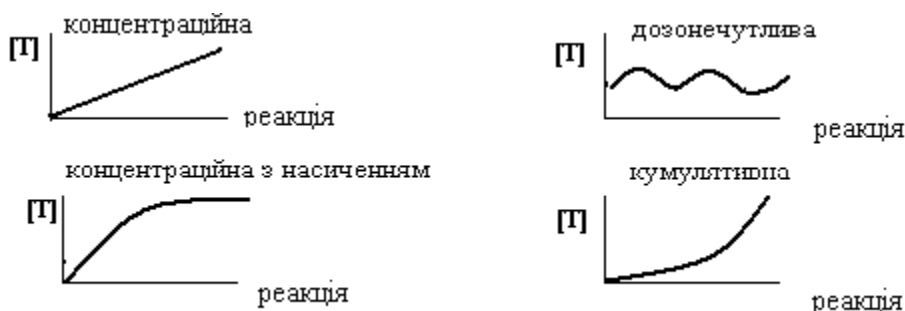


Рис 6. Варіанти дозозалежної реакції біологічних систем на дію факторів

У зв'язку з виявленими ефектами в кожному конкретному випадку дії та реакції на неї молекулярних структур, метаболічних систем чи надорганізмових утворень необхідно враховувати концентраційно-часові відклики та не допускати автоматичного (без експериментального підтвердження) перенесення виявлених ефектів з одних експериментальних систем на інші.

Загальним принципом пошкодження є їх різноспрямованість і рівневість та каскадність розвитку патологічного процесу [4, 6-10]. Зміни, які викликаються дією несприятливого фактору, можуть виявлятися у: порушеннях метаболізму у клітинах (генетична чи модифікаційна детермінація); структурних ушкодженнях молекул і надмолекулярних структур певного рівня і сили, які призводять до незворотніх функціональних змін та збільшення кількості неповноцінних молекулярних і надмолекулярних новоутворень; недостатньому утворенні і постачанні клітини енергетичними еквівалентами, насамперед АТФ, відновними еквівалентами та попередниками біосинтезу; порушенні систем, які регулюють швидкість і спрямованість метаболічних процесів у відповідності до потреб біо-, еко- системи; порушенні взаємодії макромолекул, клітин, тканин і органів, збільшенні кількості випадкових і нерегульованих взаємодій; порушенні фізіологічних функцій органів і систем, головно гомеостазу (сталість складу) і енантіостазу (сталість стану, підтримання рівня функцій – є твердження, що для організму важливішим є не стільки збереження сталості складу, скільки – сталість функцій (стану) [24, 27]; відхиленні поведінкових та психо-фізіологічних функцій організму та модифікація адекватної реакції на зміну значимих факторів.

Відхилення на екосистемному рівні виявляються у: зниженні чисельності популяцій аж до повного зникнення видів; порушенні фізіологічних ритмів і поведінки організмів, представлених у біоценозі популяцій; зміні меж (ареалу) і щільності популяцій; появі інвазійних видів та розвиток екотонізації територій; зрушеннях у структурі угруповань – зростання частки пацієнтів і експлерентів, зниження частки віолентів, зміні співвідношення фіто- і зоофагів у біоценозах; зміні домінування у біоценозах; зменшенні біорізноманіття; зменшенні ролі пасовищних та зростанні ролі (домінування) детритних ланцюгів живлення; порушенні спряженості речовинно-енергетичних процесів та зниженні ефективності трансформації речовини і енергії; зміні продукції та прискоренні клімаксу екосистем; порушенні інформаційної структури екосистем; розбалансуванні біогеохімічних колообігів.

Комплексною реакцією біологічної системи в умовах ушкодження є втрата достатнього рівня *енергетичного (термодинамічного) і трофічного статусу (продуктивності), біологічного різноманіття і цілісності та збалансованості її функціонування (втрата «організованої упорядкованості»), а також здатності до самовідтворення.*

Як видно з зазначеного, ієрархічна залежність та системність (комплексність) дії токсичного чинника і реакції на нього біологічної системи позначається на її стані в цілому, що, насамперед, передбачає зміну енергетичного (термодинамічного) статусу.

Термодинамічні особливості біо-, еко- систем у токсичному середовищі. Згідно другого закону термодинаміки в природі існує постійна тенденція до зростання хаосу у вигляді вирівнювання температур, розсіяння енергії, руйнування біологічних структур. Ці процеси кількісно описуються за допомогою ентропії – міри неупорядкованості системи, тобто хаосу [11].

Нагадаємо коротко зміст основних законів класичної термодинаміки і результати їх застосування в біології. Згідно першого закону, кількість теплоти (dQ), поглинена системою з зовнішнього середовища, використовується на збільшення її внутрішньої енергії (dU) і здійснення загальної роботи (dA), що включає роботу проти сил зовнішнього тиску (P) по зміні об'єму (dV) системи і максимальну корисну роботу (dA_{max}), що супроводжують хімічні перетворення:

$$dQ = dU + dA, \text{ де } dA = p dV + dA_{max}. \quad (1)$$

$$\text{або } dQ = dU + p dV + dA_{max}. \quad (2)$$

Перевірка першого закону, що проводилася в калориметрах, в яких вимірювалася теплота, виділена організмом в процесах метаболізму, при випаровуваннях, а також разом з продуктами виділення, показала, що виділена біологічною системою теплота повністю відповідає енергії, поглиненій разом з живильними речовинами. Справедливість першого закону означає, що сама по собі біологічна система не є незалежним джерелом будь-якої нової енергії.

Другий закон термодинаміки розкриває критерій спрямованості мимовільних незворотних процесів. Будь-яка зміна стану системи описується відповідною зміною особливий функції стану – ентропії (S), що визначається сумарною величиною поглинених системою приведених теплот (Q/T). Рівноважна термодинаміка розглядає початковий і кінцевий стан системи, а спрямування процесу визначається за різницею параметрів системи у цих станах – ΔT , ΔG , ΔS :

$$\Delta S = \frac{\Delta Q}{\Delta T}.$$

В ізолюваних системах $dQ=0$ і, отже, $dS=0$. У цьому і полягає еволюційний критерій спрямованості незворотних змін в ізолюваних системах, що завжди відбуваються з збільшенням ентропії до її максимальних значень при закінченні процесу і встановленні термодинамічної

рівноваги. Збільшення ентропії означає зменшення ступеня впорядкованості і організованості в системі, її хаотизацію. Застосування другого закону до біологічних систем в його класичному формулюванні призводить, на перший погляд, до парадоксального висновку, що процеси життєдіяльності відбуваються з порушенням принципів термодинаміки. Насправді, ускладнення і збільшення впорядкованості біологічних структур в період їх росту і формування супроводжуються зменшенням, а не збільшенням ентропії, як повинно було б виходити з другого закону. Як приклад можна розглянути потік речовини та енергії в екосистемі, що відомий як матеріально-енергетичний баланс екосистем (рис. 7).

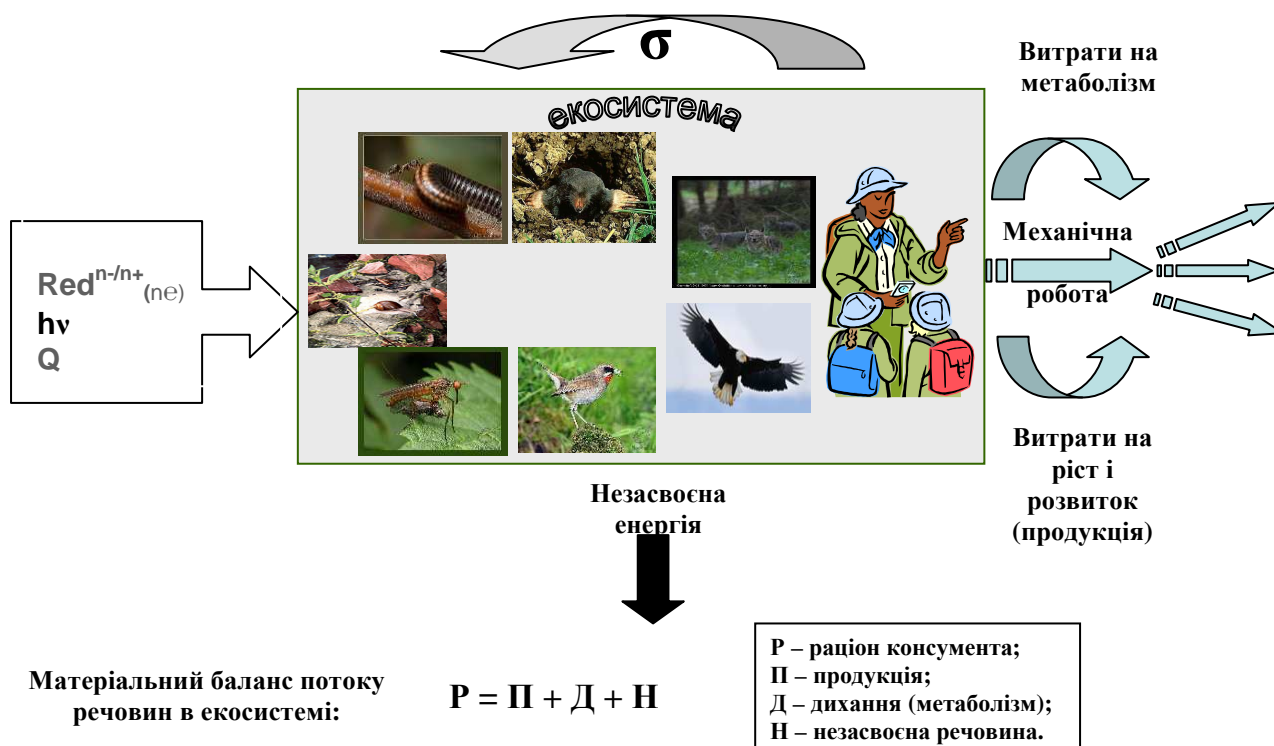


Рис. 7. Схема матеріально-енергетичного балансу в екосистемі

Відомо, що зовнішня енергія, яка надходить в екосистему, розподіляється щонайменше на три частини: частина фіксується продуцентами; частина витрачається на підтримання функціонування (метаболізм та виконання механічної роботи у просторі) системи. Обидва зазначені резервування енергії забезпечують стійкість, гомеостаз, відтворюваність та еквівалентність екосистем як компонентів біосфери і носіїв “явища життя як форми існування матерії”. Третя частина потоку енергії в екосистемах не засвоюється (закон коефіцієнта корисної дії системи). Енергія, що фіксується продуцентами та розподіляється у результаті матеріально-енергетичного перетворення у трофічному ланцюзі, становить ту її частину, що сприяє підтриманню життєдіяльності організмів (формування компонентів – складових елементів екосистеми) та цілісності екосистеми як стійкої структурно-функціональної макроструктури (формування системи як цілісного утворення). На перший погляд фіксація енергії призводить до зростання порядку в екосистемі (функціонування достатньо впорядкованого за структурою трофічного ланцюга та просторової організації в екосистемі), а отже зменшення ентропії системи. Однак, згідно положень, висловлених І.Р. Пригожиным [17, 18], ця енергія формування (σ) якраз і становить фіксовану (“внутрішню”) ентропію, що “прихована” у вигляді функціональної організації біологічних структур на всіх рівнях організації екосистеми: від молекул – через організми – до екосистемного рівня організації. Тому ентропія системи насправді зростає, однак в класичному (рівноважному) варіанті трактування термодинамічних процесів ця ентропія не виявляється (не вимірюється), бо є “прихованою” (“зв’язаною”).

Зазначена позірна невідповідність пов’язана з тим, що збільшення ентропії в незворотних довільних процесах відбувається в ізольованих системах, а біологічні системи є відкритими. Це підтверджується на відміну від колообігу речовин в екосистемі лінійною спрямованістю

енергетичного потоку, що в кінцевому результаті приводить до розсіювання всіх видів використаної енергії у вигляді теплоти.

Отже, при описанні енергетичного статусу біологічних систем як відкритих структур проблема тому полягає в тому, щоб, по-перше, зрозуміти, як пов'язана зміна ентропії з параметрами процесів у відкритій системі, а, по-друге, з'ясувати, чи можна передбачити загальний напрям незворотніх процесів у відкритій системі за зміною її ентропії. Головна складність у вирішенні цієї проблеми полягає в тому, що ми повинні враховувати зміну всіх термодинамічних величин в часі безпосередньо в ході процесів у відкритій системі. Постулат І. Пригожина полягає в тому, що загальна зміна ентропії (dS) відкритої системи може відбуватися незалежно або за рахунок процесів обміну з зовнішнім середовищем (deS), або унаслідок внутрішніх незворотніх процесів (diS): $dS = deS + diS$. У всіх реальних випадках $diS > 0$, і лише, якщо внутрішні процеси йдуть зворотно і рівноважно, то $diS = 0$. Нерівноважна термодинаміка розглядає швидкість переходу енергії з плином часу, властивості та характеристики потоку енергії. Тому вона оперує поняттям “потік” – потік речовин, енергії, ентропії:

$$\Delta S \geq \frac{\Delta Q}{\Delta T} \quad \text{або у вигляді рівності} \quad \Delta S = \sigma + \frac{\Delta Q}{\Delta T}, \quad (3)$$

де: σ – ентропія формоутворення (фіксована внутрішня енергія – diS).

Потік кількісно оцінюють за зміною величини показника енергії (Q) в одиниці об'єму (V) за певний час (t). Швидкість зростання показника – різниця між швидкістю надходження і швидкістю відтоку (речовини, енергії, інформації): $\frac{\partial Q}{\partial t \cdot \partial V}$ [17, 18].

Залежно від співвідношення швидкостей зміни deS і diS загальна ентропія dS відкритої системи може або збільшуватися, або зменшуватися в часі. Тому величиною оцінки енергетичного стану системи може бути як запас внутрішньої енергії системи (σ) як показник її загального благополуччя та опірності до дії факторів, так і динаміка її змін (флуктуацій) в процесі життєдіяльності та за модифікуючого впливу додаткового(-их) фактору(-ів). Аналогічно можна оцінити розвиток будь-якого динамічного, включно адаптаційного процесу.

Проте далеко від рівноваги не існує загальних термодинамічних критеріїв напрямку руху відкритої системи, оскільки її поведінка визначається динамічними властивостями і механізмами регуляції, а не загальними статистичними закономірностями, як в другому законі класичної термодинаміки. Ця особливість обумовлює також і складність застосування понять ентропії і інформації при описі загальних властивостей біологічних систем.

Особливістю живих систем, як уже зазначалося, є їх здатність до самоорганізації, тобто спонтанного утворення і розвитку складних впорядкованих структур [14]. Всі системи і їх підсистеми безперервно флуктують [19]. А.Л. Goldberger (1986) висловив припущення про те, що нормальна динаміка в здорових біосистемах має «хаотичну» природу, а патологія пов'язана з періодичною поведінкою [29]. Князева Є.Н. і Курдюмов С.П. вказують на те, що “... якби нестійкість була головною властивістю у всіх системах світу, тоді все було б хаотично, все розпадалося, не було б можливості ні контролювати, ні передбачати майбутнє” [13]. Стійкість системи – енергія формоутворення, зростання різноманіття елементів, динаміка дискретно-континуального переходу. Стійкість стаціонарних станів, далеких від рівноваги, полягає в тому, що при відхиленні системи від стійкого стаціонарного стану в ній повинні з'явитися сили, що намагаються її повернути в початковий стан [18]. Отже, структурна складність (гетерогенність, різноманіття) та динамічність біосистем є основою їх успішності та тривалості структурно-функціональної цілісності. Чим складніші динамічні структури, тим більше циклів їх діяльності, тим більше енергії залишається в системі, і найменша її кількість розсіюється (рис. 8).

Збільшення в просторі-часі диференціації приводить до збільшення енергії, що зберігається в системі. Заснована на накопиченні енергії система намагається збільшити продуктивність і складність. Остання досягається за рахунок гетерогенності (різноманіття): чим складніші і чим довше існують просторово-часові диференціації, тим більший їх запас енергії [21]. Звідси відповідь на питання: “Чому так багато видів?”. Харчові ланцюги не генерують велике біологічне різноманіття. Частина відповіді полягає у тому, що замість лінійних ланцюгів живлення природа створила їх розгалуження. Однак, різноманіття в кінцевому вимірі визначається кількістю енергії для екосистем. Різноманіття як правило зростає з продуктивністю. Отже енергія продуктивності і екологічної гетерогенності відіграють основну роль в формуванні біологічного різноманіття.

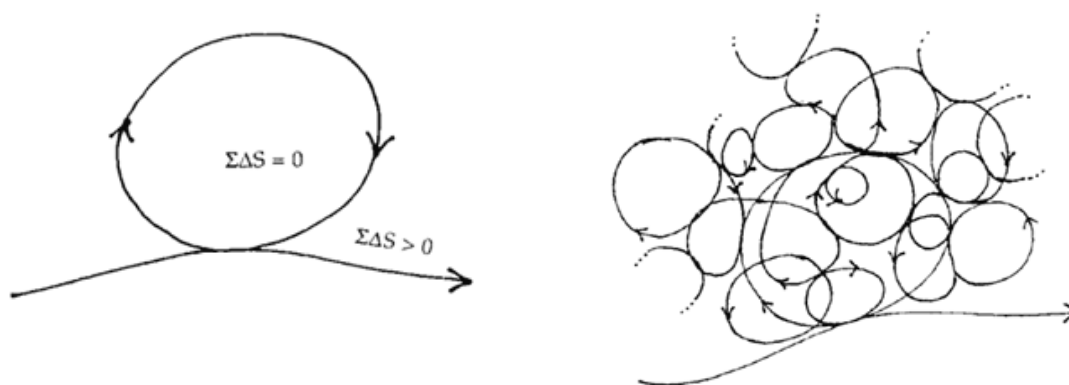


Рис. 8. Біосистема складається з внутрішньо збалансованих циклічних процесів, зв'язаних з потоком енергії. Життєві цикли підсистем формують цикл біосистеми

Як вже зазначалося, з термодинамічної точки зору біологічні системи є багатокомпонентними відкритими системами. Біологічні структури є унітарними і дискретними, але водночас знаходяться в інтегративній системі ієрархічного структурно-функціонального підпорядкування та варіативних агломерацій (агрегацій) і динамічній рівновазі та континуальному процесі. Тому для кількісної оцінки стану систем поряд з набором величин, що характеризують властивості унітарних структур, необхідно знати їх число (опис системи для деякого часу її існування здійснюється шляхом врахування числа унітарних структур n_{kj} : $n = (n_{11}, n_{22}, \dots, n_{kj}, \dots)$, розподіл в просторі, потоки речовин і енергії, взаємозв'язки – структурно-функціональні показники стану системи. Життєдіяльність, ріст і розвиток біологічної системи можна розглядати як послідовність протікання різних можливих чи доступних станів. Залежно від вибраної шкали стани можуть розглядатися як неперервні, так і дискретні. Розвиток токсичного процесу в моделі «вхідний сигнал (дія речовини) – кінцевий ефект дії (кінцевий стан системи)» (рис. 2) є дискретним в межах початку і кінця процесу, проте неперервним у поетапній взаємодії унітарних структур (компонентів процесу розвитку інтоксикації та детоксикації. Тому процес характеризується двома параметричними величинами – енергетичним балансом та кінетикою (швидкість і спрямованість розвитку процесу) [12].

Термодинаміка розглядає загальні закономірності перетворення енергії у формі тепла і роботи між тілами. У відкритих біологічних системах постійно відбувається процес обміну енергією з зовнішнім середовищем. Внутрішні метаболічні процеси також супроводжуються перетвореннями одних форм енергії в інші. У класичній термодинаміці розглядаються рівноважні стани системи, в яких параметри не змінюються в часі рівномірно, а зміна станів відбувається дискретно. Проте у відкритих системах, включно біологічних, реакції і відповідні енергетичні перетворення відбуваються постійно, і тому тут необхідно знати швидкість трансформації енергії в кожен момент часу. Це означає, що в енергетичних розрахунках треба враховувати і чинник часу. Для цього необхідно поєднувати термодинамічний і кінетичний підходи в описі властивостей відкритої системи.

Отже, з усього вищезазначеного випливає загальна проблема, яка нині немає вирішення: встановлення на терені кількісних співвідношень взаємопереходу (взаємопов'язаність, причинно-наслідкові зв'язки тощо) прояву токсичних ефектів на різних рівнях біологічних і екологічних систем з одного боку, та якісна і кількісна оцінка загального пошкоджуючого ефекту токсиканта чи іншого шкідливого чинника на досліджувані системи – зміна або повна втрата еквіфінальності системи (тобто мова йде не про якісну чи кількісну зміну окремого параметру або функції, а про системну втрату біологічної чи екологічної якості системи в цілому, що можна виразити у нанесеній їй шкоді).

Оскільки пошкодження біо-, еко- систем токсикантами ми вважаємо як наслідок системних порушень, то її діагностика має встановлюватися за результатами (проявами) інтегральних змін:

1. Порушення речовинно-енергетичних та інформаційних процесів системи в цілому (зменшення “організованої взаємодії”).

2. Порушення енергетичного та субстратного балансу на метаболічному і організовому рівнях (порушення гомеостазу системи).

3. Неадекватність фізіолого-біохімічних реакцій та прояву основних біологічних функцій – порушення реакції та зворотніх зв'язків в системі та її еквіфінальності (ріст, розмноження, гетерогенність, продуктивність, розвиток, еволюція).

4. Порушення здатності біологічних систем до адаптацій в змінених умовах – трансформація дисипативно-континуальної динаміки систем (як наслідок попередніх) та міжсистемної взаємодії.

Висновки

Виходячи з зазначеного, виокремлюємо різноманіття та продуктивність як необхідну умову структурно-функціональної успішності (стійкість в даних конкретних умовах існування та просторово-часовому вимірі), що визначає функціональну та гомеостатичну еквіфінальність та енергетичний статус біо-, еко- систем (рис. 9).

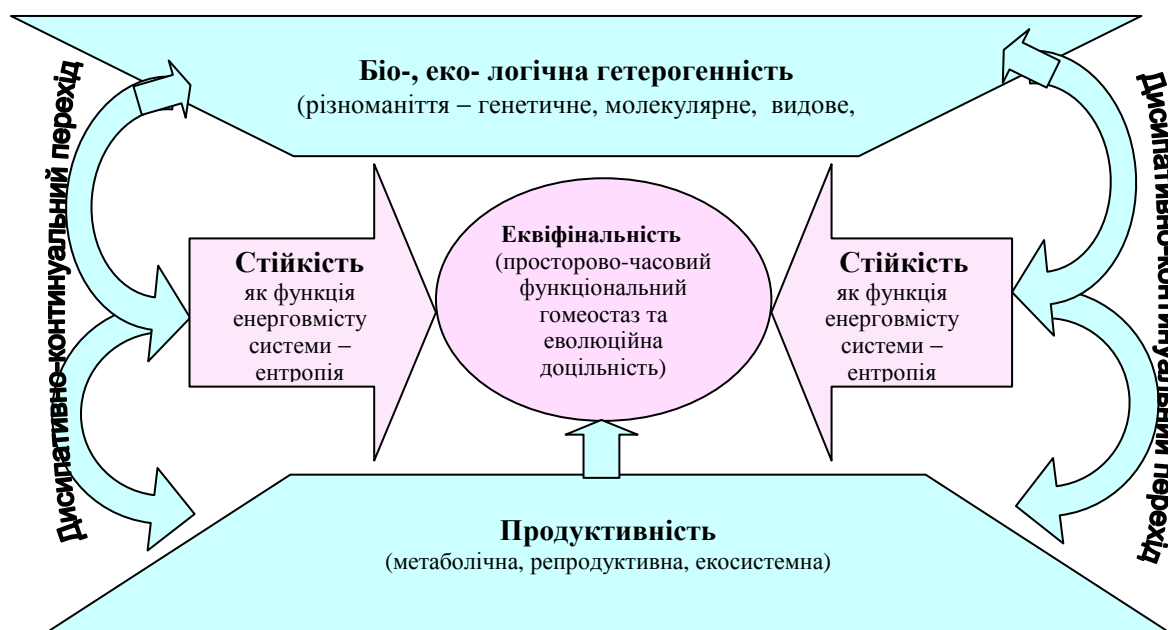


Рис. 9. Структурно-динамічна схема формування успішності біо-, еко- системи в просторово-часовому вимірі

При цьому поняттям “різноманіття” трактуємо як комплексну гетерогенність (генетична, морфологічна, функціональна з фізіологічної та біоценотичної точок зору різноякісність, внутрішньопопуляційна мінливість, видове різноманіття, екотопна різноякісність тощо), а в поняття “продуктивність” – здатність системи за рахунок забезпечення функціонування якомога більшої кількості і швидкості внутрішніх циклів, що формують в ній потік енергії певної ємності і швидкості (рис. 8), фіксувати внутрішню енергію як результат різноманіття форм певної кількості і складності (формування як наслідок кількісного і якісного розвитку системи). Тому при оцінці стану біо-, еко- системи доцільно говорити про оцінку її гетерогенності (генетичне, молекулярне, внутрішньо популяційне, видове, функціональне і ін. різноманіття як наслідок диференціації) в конкретних просторово-часових межах, та продуктивності (фіксування ентропії формування за рахунок метаболічних, репродуктивних, екосистемо-продуктивних процесів), за рахунок чого забезпечується стійкість стаціонарного стану біо-, еко- систем в конкретних просторово-часових межах (дискретний стан) та накопичення потенціалу для континуального переходу – революційні чи еволюційні зміни, що забезпечують існування системи в загальноєволюційному процесі, тобто формують її *еквіфінальність як інтегральну властивість означення доцільності існування системи*.

1. *Агошкова Е.Б.* Эволюция понятия системы / Агошкова Е.Б., Ахлибининский Б.В. // *Вопр. философии.* – 1998. – №7. – С.170–179.
2. *Анохин П.К.* Теория функциональной системы / П.К. Анохин // *Успехи физиол. наук.* – 1970. – Т. 1, № 1. – С. 19–54.
3. *Берталанфи Л.* Общая теория систем – критический обзор / Л. Берталанфи / *Исследования по общей теории систем.* – М., 1969. – С. 23–24.
4. *Гандзюра В.П.* Концепція шкодочинності в екології / Гандзюра В.П., Грубінко В.В. – Київ-Тернопіль: Вид-во ТНПУ ім. В. Гнатюка, 2008. – 144 с.
5. *Гідроекологічна токсикометрія та біоіндикація забруднень.* Теорія, методи, практика використання / За ред. І.Т. Олексіва, Л.П. Брагінського. – Львів: Світ, 1995. – 440 с.
6. *Грубінко В.В.* Адаптивні реакції риб до дії аміаку водного середовища : автореф. дис. ... докт. біол. наук. 03.00.17 “Гідробіологія”; 03.00.04 “Біохімія” / В.В. Грубінко. – Київ, 1995. – 44 с.
7. *Грубінко В.В.* Лімітуючі стадії фізіолого-біохімічної дії токсикантів в організмі гідро біонтів / В.В. Грубінко // Другий з’їзд гідроекол. тов-ва України. Київ, 27–31 жовтня 1997 р.: Тез. доп. – К., 1997. – Т.2. – С. 117–118.
8. *Грубінко В.В.* Концепция адаптации в контексте современной экологической ситуации / В.В. Грубинко / Проблемы экологии культуры и духовности. – Минск: ISK, 1997. – С. 23–28.
9. *Грубінко В.В.* Каскадный принцип организации биохимической адаптации у рыб: шкала времени, интенсивности, специфичности / В.В. Грубинко / Экологическая физиология биохим. рыб. – Ярославль, 2000. – Т.1. – С. 71.
10. *Грубінко В.В.* Системна оцінка метаболічних адаптацій у гідро біонтів / В.В. Грубінко // *Наук. зап. Терноп. держ. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Сер.: Біологія. Спец. вип. “Гідроекологія”.* – 2001. – № 4(15). – С. 36–39.
11. *Дульнев Г.Н.* От Ньютона и термодинамики к биоэнергоинформатике / Г.Н. Дульнев / Режим доступа: URL: www.outsider.ru/lib/index.php.
12. *Ершов Ю.А.* Термодинамика квазиравновесий в биологических системах / Ю.А. Ершов / *Итоги науки и техники. Сер. «Химическая термодинамика и равновесие».* – М.:ВИНИТИ, 1983. – Т. 5. – С. 138 с.
13. *Князева Е.Н.* Синергетика как новое мировидение: диалог с И. Пригожиным / Князева Е.Н., Курдюмов С.Н. // *Вопросы философии.* – 1992. – № 12. – С. 3–20.
14. *Лоскутов А.* Нелинейная динамика, теория динамического хаоса и синергетика (перспективы и приложения) / А.Лоскутов / Режим доступа: URL: <http://www.cplire.ru/win/InformChaosLab/chaoscomputerra/Loskutov.html>.
15. *Лосовская Г.В.* Мониторинг качества воды Черного моря по макрозообентосу (обзор) / Г.В. Лосовская // *Гидробиол. журн.* – 2002. – Т. 38, № 1. – С. 50–61.
16. *Лукьяненко В.И.* Экологические аспекты ихтиотоксикологии / В.И. Лукьяненко. – М.: Агропромиздат, 1987. – 239 с.
17. *Николис Г.* Самоорганизация в неравновесных системах / Николис Г., Пригожин И. – М.: Мир, 1979. – 512 с.
18. *Пригожин И.* Философия неустойчивости / И. Пригожин // *Вопросы философии.* – 1991. – № 6. – С. 46–52.
19. *Пригожин И.* Порядок из хаоса: новый диалог с природой / Пригожин И., Стенгерс И. – М., Прогресс, 1986. – 432 с.
20. *Протасов А.А.* Биоразнообразие и его оценка. Концептуальная диверсикология / А.А. Протасов. – К., 2002. – 105 с.
21. *Почему организмы настолько сложны?* / No System in Systems Biology / Режим доступа: www.i-sis.org.uk.
22. *Романенко В.Д.* Основы гидроэкологии / В.Д. Романенко. – К.: Генеза, 2004. – 664 с.
23. *Система. Симметрия. Гармония* / Под ред. В.С. Тютютина, Ю.А. Урманцева. – М.: Мысль, 1988. – 318 с.
24. *Уголев А.М.* Принципы организации и эволюции биологических систем / А.М. Уголев // *Журн. эвол. биох. и физиол.* – 1989. – Т. 25, № 2. – С. 215–233.
25. *Урманцев Ю.А.* Общая теория систем: состояния, приложения и перспективы развития / Ю.А. Урманцев / Система. Симметрия. Гармония. / Под ред. В.С. Тютютина, Ю.А. Урманцева. – М.: Мысль, 1988. – С. 38–130.
26. *Филенко О.Ф.* Некоторые универсальные закономерности действия химических агентов на водные организмы : автор. дисс. ... докт. биол. наук. 03.00.16 “Гидробиология” / О.Ф. Филенко. – М., 1990. – 36 с.
27. *Хлебович В.В.* Акклимация животных организмов / В.В. Хлебович. – Л.: Наука, 1981. – 135 с.
28. *Хочачка П.* Биохимическая адаптация / Хочачка П., Сомеро Дж. – М.: Мир, 1988. – 568 с.
29. *Goldberger A.L.* Some observations on the question: Is ventricular fibrillation "chaos"? / A.L. Goldberger // *Physica.* – 1986. – Vol.190. – P. 282–289.
30. *Hochachka P.W.* Biochemical Adaptation: Mechanism and Process in Physiological Evolution / Hochachka P.W., Somero G.N. – New York - London: Oxford University Press US, 2002. – 466 p.

В.В. Грубінко

Тернопольский национальный педагогический университет им. Владимира Гнатюка, Украина

ПРИНЦИПЫ ОПИСАНИЯ СОСТОЯНИЯ БИО-, ЭКО- СИСТЕМ

Рассмотрены структурные, кинетические и термодинамические принципы организации и реакции био-, эко- систем в контексте действия на них неблагоприятных факторов.

Понятие “разнообразие” рассматривается как комплексная гетерогенность (генетическая, морфологическая, функциональная с физиологической и биоценотической точек зрения

разнокачественность, внутрипопуляционная изменчивость, видовое богатство, экотопная разнокачественность), а в понятие “продуктивность” – способность системы за счет обеспечения функционирования как можно большего количества и скорости внутренних циклов, которые формируют в ней поток энергии определенной емкости и скорости, фиксировать внутреннюю энергию как результат многообразия форм определенного количества и сложности (формообразование как следствие количественного и качественного развития системы).

Предлагается при оценке состояния био-, эко- систем рассматривать их гетерогенность и продуктивность в конкретных пространственно-временных пределах как такие, которые обеспечивают устойчивость стационарного состояния (дискретное состояние) и накопление потенциала для континуального перехода в новое качество, в результате чего обеспечивается существование системы в общезволюционном процессе, формируется ее эквифинальность как интегральное свойство целесообразности существования.

Ключевые слова: структура, динамика, термодинамика, био-, эко- системы, разнообразие, продуктивность, устойчивость, эквифинальность

V.V. Grubinko

Ternopil National Volodymyr Hnatiuk Pedagogical University, Ukraine

PRINCIPLES CHARACTERIZING STATES OF BIO-, EKO- SYSTEMS

Structural, kinetic and thermodynamics principles of organization and reaction of bio-, eko- systems in the context of action on them of unfavorable factors.

A concept “diversity” is examined as complex heterogeneity (genetic, morphological, functional from the physiological and biocenotic points of view of different quality, population changeability, specific riches, ekotonic quality), and in a concept the “productivity” – ability of the system due to providing of functioning as possible greater amount and speed of inner loops which form the stream of energy of certain capacity and speed in it, to fix internal energy as a result of variety of forms of certain amount and complication (formation of structures as a result of quantitative and high-quality development of the system).

Offered at the estimation of the state of bio-, eko- systems to examine their heterogeneity and productivity in concrete spatio-temporal limits as such, which provide stability of steady-state (discrete state) and accumulation of potential for the continual passing to new quality, as a result existence of the system is provided in a evolution process, formed it ekvifinalic as integral property of expedience of existence.

Key words: structure, dynamics, thermodynamics, bio-, eko- systems, variety, productivity, stability, ekvifinalic

УДК [556.53] (282.247.31)

О.О. ГУЛЯЄВА

Інститут гідробіології НАН України

пр-т Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210, Україна

ТЕЧІЇ В ДНІСТРОВСЬКОМУ ВОДОСХОВИЩІ: РЕЗУЛЬТАТИ МОДЕЛЮВАННЯ

За допомогою методу повних потоків проаналізовано режим течій пригреблевої ділянки Дністровського водосховища. Побудовано циркуляційні схеми та розраховано швидкості течій при різних гідрометеорологічних умовах. Виявлено, що вітрові течії відіграють важливе значення для функціонування екосистеми водосховища.

Ключові слова: моделювання, режим течій, Дністровське водосховище

Для управління станом екосистем та якістю води у водоймах необхідне вивчення гідрологічних процесів, які можуть використовуватися як засоби управління. У водосховищах це, насамперед, швидкість течій та внутрішній водообмін [1]. Вказані характеристики практично для

Дністровського водосховища не вивчені і, незважаючи на їх важливість, залишилися без належної уваги науковців. Є лише епізодичні спостереження за швидкістю течій, які не дають загальної уяви про режим [1].

Враховуючи сказане та беручи до уваги підвищений інтерес до Дністровського водосховища та гідровузла взагалі, який пов'язаний з введенням в експлуатацію гідроакумуючої електростанції, ми провели дослідження режиму течій цього водного об'єкту.

Матеріал і методи досліджень

Оцінку течій проведено шляхом математичного моделювання циркуляції вод з використанням методу повних потоків, що адаптований для малих глибин [2]. Цей метод має широке практичне застосування і, на відміну від натурних досліджень, дає можливість отримати загальну картину течій у водоймі при будь-яких гідрометеорологічних умовах. При цьому виключаючи значні економічні витрати. Незважаючи на ряд обмежень, що обумовлені стаціонарністю моделі, метод повних потоків успішно застосовується при вивченні течій у водосховищах [3, 4].

Як вхідна інформація в модель закладаються морфометричні показники водойми (глибина та конфігурація берегової лінії), гідрологічні дані (притік води до водного об'єкту та витік її за межі) та метеорологічні умови (напрямок та швидкість вітру над акваторією). Використання цієї моделі дає можливість вирішувати різноманітні екогідрологічні задачі. Зокрема, завдяки отриманим значенням швидкості течії та загальним схемам циркуляції води в Інституті гідробіології НАН України було розроблено рекомендації для нормалізації сольового режиму Сасикського водосховища [5], охарактеризовано умови міграції радіонуклідів по водосховищах дніпровського каскаду після аварії на Чорнобильській АЕС [6], оцінено екологічні наслідки проекту будівництва Канівської ГАЕС [7], адаптовано методику математичного моделювання для оцінки та прогнозу змін концентрацій кисню у воді дніпровських водосховищ [8] тощо.

Результати досліджень та їх обговорення

На Дністровському водосховищі постійно діючими є стокові течії, що обумовлені надходженням стоку Дністра. В періоди повені та паводків ці течії є переважаючими і відіграють визначальну роль у формуванні якості водних мас. Як відомо, вони виконують важливу екологічну функцію, оскільки підвищені швидкості посилюють самоочисний потенціал потоку та промивають зони, де можливе формування застійних явищ. Найбільші значення швидкостей стокових течій спостерігаються у верхів'ї водосховища – до 2–3 м/с. В такі періоди вони охоплюють майже всю водну товщу. Інша картина спостерігається в пригреблевій ділянці. Навіть при проходженні паводків, середня швидкість стокової течії тут не перевищує 0,15 м/с. В меженний період вона складає 0,005–0,01 м/с.

Вітрові течії на Дністровському водосховищі є несталими. Вони не мають сприятливих умов для розвитку, оскільки водойма є вузькою (середня ширина – 700 м) та має складну конфігурацію берегів (максимальний розгін вітру над акваторією – 20 км). В пригреблевій ділянці вітрові течії можуть відігравати порівняно більшу роль, ніж стокові.

В результаті математичного моделювання нами одержані циркуляційні схеми для 40-ка кілометрової ділянки водосховища що примикає до греблі (рис. 1).

Як вхідну інформацію прийнято вірогідні гідрометеорологічні умови: швидкість вітру – 3 м/с, приток та виток з ділянки – 275 м³/с. Схеми вказує на те, що середній за швидкістю вітер будь-якого напрямку активізує водні маси і формує складні циркуляційні утворення. Біля обох берегів спостерігаються до десятка циклональних та антициклональних вихорів потужністю від 50 до 250 м³/с. Найбільш потужні утворюються при південному та східному вітрах. Розміщення вихрів співпадає при вітрах протилежних румбів, але напрямок переміщення водних мас – протилежний.

При дії обох факторів – стоку та вітру – середня швидкість течії збільшується від 0,9 см/с до 2,1 см/с. Середня швидкість є незмінною при будь-якому напрямку вітру. При посиленні вітру система циркуляцій не змінюється, але збільшується інтенсивність масопереносу та швидкість течій.

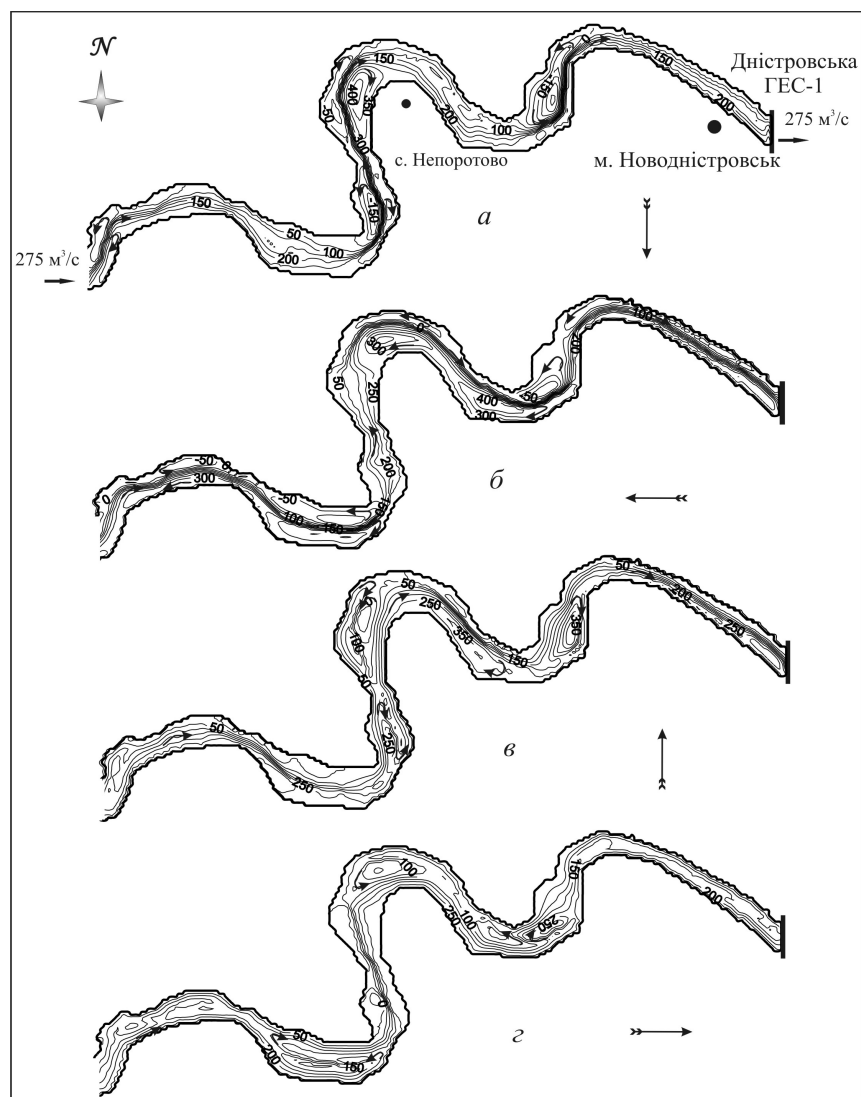


Рис. 1. Схема течій (функції токів, $\text{м}^3/\text{с}$) в пригреблевій ділянці Дністровського водосховища при транзитній витраті $275 \text{ м}^3/\text{с}$ та швидкості вітру 3 м/с північного (а), східного (б), південного (в) та західного (г) напрямків

Для спрощення розрахунків при визначенні впливу течій на стан екосистеми водосховища рекомендується використовувати номограму (рис. 2). Вона побудована за результатами моделювання циркуляції вод при різних гідрометеорологічних.

$U, \text{см/с}$

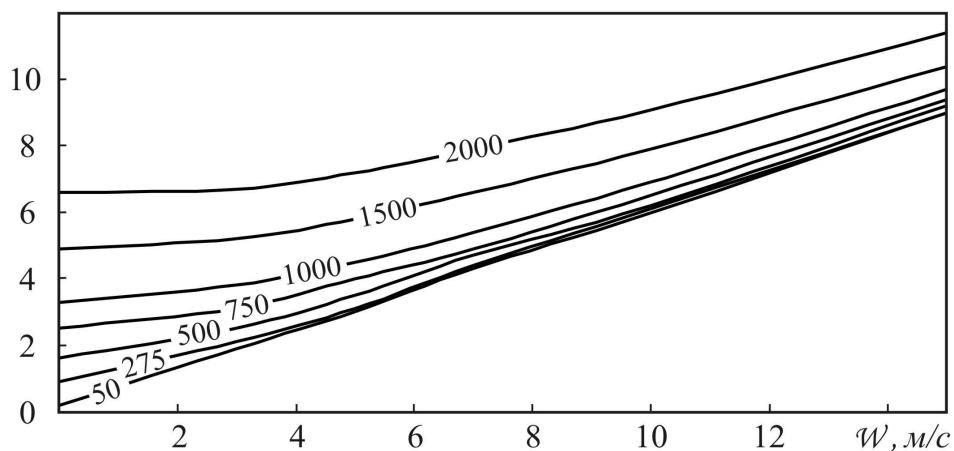


Рис. 2. Номограма для визначення середньої швидкості течії в пригреблевій ділянці Дністровського водосховища при заданій витраті та швидкості вітру. Цифри на лініях – витрата води, $\text{м}^3/\text{с}$

Висновки

У формуванні динаміки вод у Дністровському водосховищі основну роль відіграють стокові та вітрові течії. Співвідношення їх дії в залежності від гідрометеорологічних умов постійно змінюється. Вітрові течії, як правило, ускладнюють загальну систему повздовжнього перемішування водних мас, що має суттєве значення для функціонування екосистеми водосховища.

1. Тимченко В.М. Экологическая гидрология водоемов Украины / В.М. Тимченко – К. : Наук. думка, 2006. – 384 с.
2. Фельзенбаум А.И. Теоретические основы и методы расчета установившихся морских течений / А.И. Фельзенбаум. – М. : Изд-во Академии наук СССР, 1960. – 126, [1] с.
3. Гидрология и гидрохимия Днепра и его водохранилищ / А.И. Денисова, В.М. Тимченко, Е.П. Нахшина [и др.]; Отв. ред. М.А. Шевченко]. – К. : Наук. думка, 1989. – 210 с.
4. Тимченко В.М. Опыт применения метода полных потоков при моделировании циркуляций вод во внутренних водоемах / В.М. Тимченко, С.С. Дубняк, О.В. Тимченко // Динамика и термика рек, водохранилищ и прибрежной зоны морей : VI Всерос. конф., Москва, 22–26 ноября 2004: тез. докл. – М., 2004. – С. 98–100.
5. Тимченко В.М. Циркуляция вод в Сасыкском водохранилище / В.М. Тимченко, А.С. Литвинов, М.П. Колесник [и др.] // Гидробиол. журн. – 1988. – Т. 24, № 4. – С. 67–73.
6. Тимченко В.М. Гидрологические условия миграции радионуклидов по каскаду днепровских водохранилищ / Тимченко В.М., Новиков Б.И. // Водные ресурсы. – 1992. – № 1. – С. 95–102.
7. Тимченко В.М. Моделирование течений в водоемах Украины при экологических исследованиях / В.М. Тимченко, С.С. Дубняк, О.В. Тимченко // Наук. записки Тернопі. нац. пед. ун-ту. Спец. випуск «Гідроекологія». – 2005. – № 3 (26). – С.432–433.
8. Тимченко В.М. Застосування моделювання динаміки вод при розробці способів поліпшення кисневого режиму каскадних водосховищ / Тимченко В.М., Тимченко О.В. // Природничий альманах. Сер: Біол. науки. – Вип. 8.– Херсон, 2006. – С. 234–251.

О.А. Гуляева

Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

ТЕЧЕНИЯ В ДНЕСТРОВСКОМ ВОДОХРАНИЛИЩЕ: ИТОГИ МОДЕЛИРОВАНИЯ

С помощью метода полных потоков проанализирован режим течений приплотинного участка Днестровского водохранилища. Построены циркуляционные схемы и рассчитаны скорости течений при разных гидрометеорологических условиях. Установлено, что ветровые течения играют важную роль в функционировании экосистемы водохранилища.

Ключевые слова: моделирование, режим течения, Днестровское водохранилище

Hulyaeva O.A.

Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

THE CURRENT OF THE DNIESTER RESERVOIR: RESULTS OF MODELING.

Employing the complete flow method the current regime of the lower part of the Dniester reservoir has been analyzed. The circulation schemes have been made and the current velocities have been calculated under different hydro meteorological conditions. The result showed that the wind currents play the important role in functioning of reservoir ecosystem.

Key words: modeling, current regime, the Dniester reservoir

УДК 574.57+547.64

Г.Б. ГУМЕНЮК

Тернопільський національний педагогічний університет ім. Володимира Гнатюка
вул. М. Кривоноса, 2, Тернопіль 46027, Україна

ПОРІВНЯЛЬНА ХАРАКТЕРИСТИКА РОЗПОДІЛУ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ У ГІДРОЕКОСИСТЕМАХ РІЗНОГО ТИПУ

Ключові слова: важкі метали, гідроекосистема, естуарій, донні відклади, валові форми, розчинні форми

У зв'язку з погіршенням екологічної ситуації в Україні великого значення набувають дослідження взаємозв'язку між накопиченням, розподілом та екологічним впливом важких металів на екосистеми. Вміст та особливості нагромадження важких металів між основними складовими

трофічного ланцюга гідроекосистем та можливості перерозподілу цих металів у компонентах водної екосистеми вивчені недостатньо. Одним з найпростішим й адекватним математичним методом опису екологічних процесів і явищ у екосистемах різної складності є метод камерних моделей [7].

Зокрема, для міграції та перерозподілу важких металів використовують стаціонарні і динамічні камерні моделі. Такі дослідження можуть мати як загальнотеоретичне, так і практичне значення для розробки засобів екологічного моніторингу прісних водойм.

Матеріал і методи досліджень

Для дослідження ми використали 2 водойми, що відрізняються гідрогеологічними, гідрологічними та характеристиками.

Проби води відбирали з поверхневого горизонту ставу, а проби прибережного мулу - на глибині близько 50 см. Спалювання та підготовку для аналізу зразків прибережного мулу здійснювали за методикою Мур Дж. В., Рамамурті С. [7], як описано нами раніше [5]. Вміст важких металів визначали методом атомно-адсорбційної спектrophотометрії на спектrophотометрі С-115 при відповідних довжинах хвиль. Вміст металів виражали в мг на 1 дм³ води або 1 кг сухої маси досліджуваних зразків.

Результати досліджень та їх обговорення

Характер трансформаційних процесів важких металів у складі водних екосистем о. Пісочне

Розподіл важких металів у воді. Концентрація у воді озера перевищувала фонові значення у нікелю (березень-квітень – у 7, травень – у 14 разів), кобальту (березень – 3 рази) та кадмію (від 20 до 40 разів) (рис.1). Такі значні кількості важких металів потрапляють у зону рекреації та відпочинку при східному (атлантичному) переносі повітряних мас з Катовіце-Краківського металургійного та вугільно-добувного комплексу (Польща) [5].

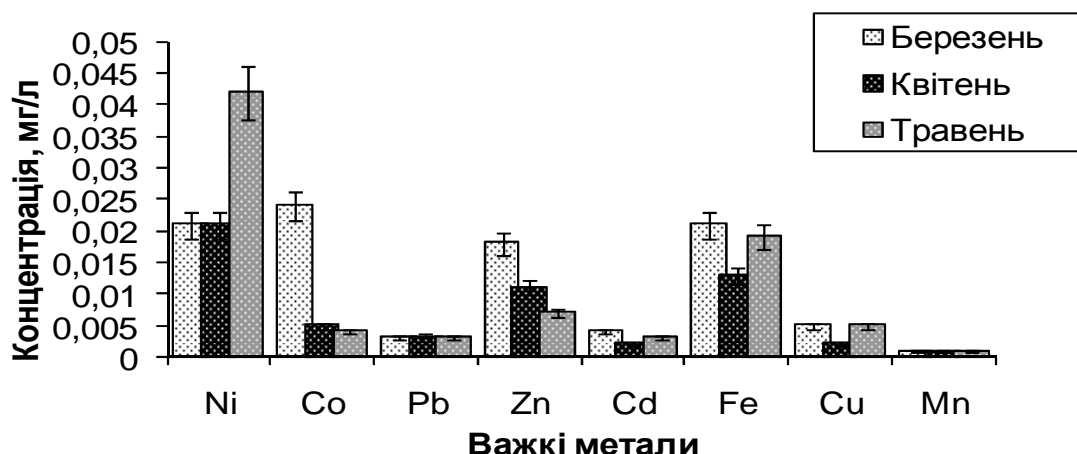


Рис. 1. Вміст важких металів у воді озера Пісочне ($M \pm m$, $n=3$)

Таблиця 1

Стандартні фонові значення концентрацій металів для певних складових водного середовища [9, 10]

Метали	Складові водного середовища (мг/кг, мг/дм ³)	
	вода	Донні відклади
Cu	0,002	20
Co	0,008	1,8
Cd	0,0001	0,1
Pb	0,003	50
Ni	0,003	50
Fe	0,1	1700
Mn	0,1	1500
Zn	0,015	50

Якість води озера Пісочного віднесено до IV категорії (задовільна).

Розподіл важких металів у донних відкладах. Відомо, що донні відклади є так званим депо ВМ у водоймі, особливо багато металів накопичується у гідроекосистемах замкнутого типу та у слабопротічних водоймах, до яких відноситься озеро Пісочне, повний водообмін якого відбувається приблизно один раз на 9 років. Гідроекосистеми такого типу є дуже чутливими до токсикантів, включно ВМ, що не піддаються деструкції, а лише переходять з однієї форми в іншу, накопичуючись у ДВ. Можна припустити, що відбулося вторинне забруднення водойми під час льодоставу в результаті дефіциту розчиненого кисню, та в результаті процесів метилювання (свинець). Метали, що надійшли у товщу води, мігрують у складі завислих речовин алохтонного походження, які надходять у водойму з поверхневим стоком з заболочених територій, що характерно для Шацького національного природного парку (табл. 2).

Для кожного з досліджуваних металів розраховано коефіцієнт концентрації (K_c), який відображає перевищення фонових показників вмісту ВМ у донних відкладах [2].

Таблиця 2

Концентрація валових та рухомих форм важких металів у донних відкладах о. Пісочне ($M \pm m$, $n=3$)

Метал	Березень			Квітень			Травень		
	Валова форма (мг)/ рухома форма (мг)	Частка рухомої форми від валової, %	K_c	Валова форма (мг)/ рухома форма (мг)	Частка рухомої форми від валової, %	K_c	Валова форма (мг)/ рухома форма (мг)	Частка рухомої форми від валової, %	K_c
<i>Ni</i>	5.86 ± 0.28 5.1 ± 0.22	87,03	0,1	25.6 ± 0.7 17.01 ± 0.5	66,4	0,5	15.98 ± 0.46 12.34 ± 1.22	77,2	0,3
<i>Co</i>	2.65 ± 0.24 2.07 ± 0.49	78,1	1,5	3.83 ± 0.03 3.19 ± 0.24	83,3	2,1	2.96 ± 0.3 2.27 ± 0.114	76,7	1,6
<i>Pb</i>	4.4 ± 0.33 0 ± 0	0	0,1	5.55 ± 1.7 0 ± 0	0	0,1	3.713 ± 1.26 0.05 ± 0.003	1,35	0,1
<i>Zn</i>	92.92 ± 1.9 87.07 ± 0.19	93,7	1,9	333 ± 63.5 63.85 ± 11.1	19,2	6,7	85.6 ± 2.34 70.72 ± 3.02	82,6	1,7
<i>Cd</i>	0.001 ± 0.00 3 0 ± 0	0	$00,0$ 1	0.98 ± 0.07 0 ± 0	0	9,8	1.04 ± 0.21 0.005 ± 0.000 3	0,48	10,4
<i>Fe</i>	3417 ± 268 2237 ± 403	65,5	2,01	5547 ± 233 3166 ± 509 9	57,1	3,3	6485 ± 147 3824 ± 745	58,97	3,8
<i>Cu</i>	4.31 ± 0.38 1.7 ± 0.3	39,4	0,2	2.86 ± 0.12 1.88 ± 0.2	65,7	0,1	3.91 ± 0.13 2.14 ± 0.35	54,7	0,2
<i>Mn</i>	7.93 ± 1.17 4.45 ± 0.16	56,1	0,01	14.9 ± 1.77 2.44 ± 0.74	16,4	0,01	14.89 ± 0.24 2.15 ± 0.1	14,4	0,01

Загальновідомо, що піщані ґрунти поступаються сорбційною здатністю глинистим відкладам, тому у озері Пісочному спостерігається підвищений коефіцієнт концентрації лише у цинку (квітень), кадмію (квітень-травень) та заліза. Невисокий відсоток комплексоутворення пояснюється незначним водневим показником, особливо у травні (березень – 7,7; квітень – 8,7; травень – 7, 1).

Кобальт, цинк та мідь, концентрація яких перевищувала фонові значення, накопичуються у ДВ та використовуються донною біотою як біогенні елементи. Високі концентрації міді пов'язують з відкриттям великого родовища самородної міді на Волині. Тобто в даному регіоні мідь є у великих кількостях і вона за певних умов постійно надходить та накопичується в придонних шарах води та ДВ о. Пісочне.

Залізо у великій кількості міститься у ДВ озера, що пов'язано з розміщенням великої кількості боліт на його водозбірній площі. З огляду на низький відсоток кадмію у рухомій формі, він розміщений у літогенній фракції мулу і міцно зв'язаний з його твердими речовинами.

Результати дослідження свідчать про високий відсоток рухомих форм деяких металів, що пояснюється невисокою мутністю води у слабопротічних водоймах, тому 90% важких металів мігрує у розчинному стані [6].

Севастопольська бухта.

Розподіл важких металів у воді. На діаграмі (рис. 2) вказано показники вмісту ВМ у воді бухти. Концентрація нікелю значно перевищувала фонові значення (приблизно у 18 разів), кобальту – у 70, свинцю – у 57 (березень), цинку – у 10 (березень), заліза – у 7 разів відповідно. Щодо міді, то перевищення фону коливалося від 25 до 10 разів у різні місяці весни. Особливо помітним є підвищений вміст кадмію у весняні місяці, який перевищував фонові показники приблизно у 390 разів (табл.1) У марганцю спостерігається лише дворазове перевищення фону.

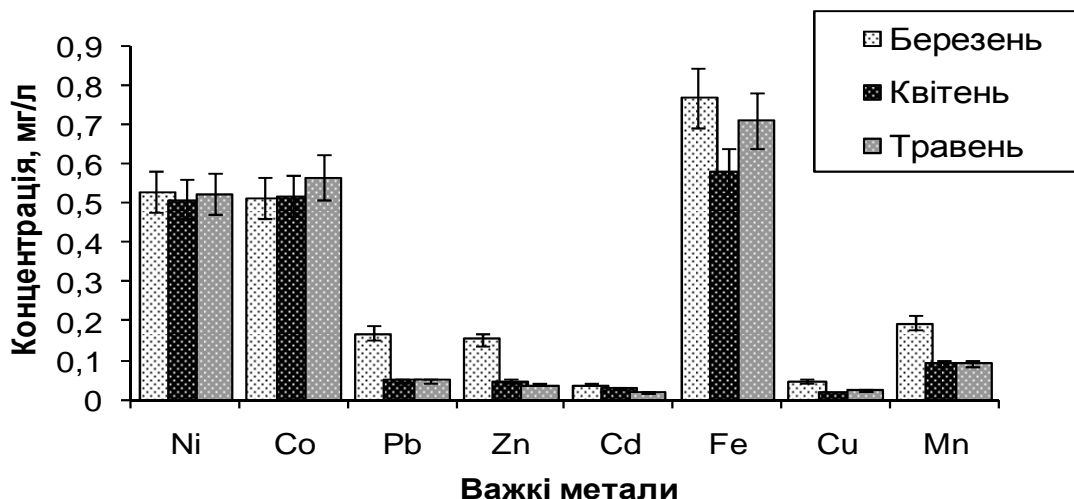


Рис. 2. Вміст важких металів у воді Севастопольської бухти ($M \pm m$, $n=3$)

Максимальні показники вмісту завислих речовин приурочені до верхів'я Севастопольської бухти (1,5–14,6 мг/дм³) і зумовлені впливом стоку р. Чорної [8], поблизу гирла якої були розміщені станції відбору проб. Тому велика кількість виявлених ВМ знаходиться у складі завислих речовин. Це припущення підтверджує специфічний тип донних відкладів, який охарактеризований вище.

Значення рН (7,5–8,4) сприяє комплексоутворенню нікелю, міді та кобальту з наявними завислими та органічними речовинами, які продукує водна біота. Для кадмію порівняно з іншими досліджуваними металами відома нижча комплексоутворююча здатність та слабка стійкість його комплексів з гуміновими і фульвокислотами, а також іншими органічними сполуками природних вод [4]. Це частково пояснює значний вміст його у воді, але основною причиною цього є високе антропогенне навантаження на гідроекосистему.

Значний вміст цинку пов'язаний з наявністю у бухті стоянок та ремонту і фарбування суден. Фарба та покриття для корпусів суден містить у великій кількості цинк, що є антикорозійним компонентом [8]. Поряд з цим свинець також використовується як складова фарб та як корабельний баласт [7], не враховуючи надходження цього токсиканта з вихлопних труб транспортних засобів.

Розподіл марганцю обумовлює специфіка міграції та седиментації. Провідну роль в його розподілі відіграють внутрішньоводні процеси. Севастопольська бухта є гідроекосистемою естуарного типу. У процесі взаємодії розпріснених вод, які сформувалися в бухті (солоність 16 - 17,5 ‰) з більш солоними водами відкритої частини Чорного моря, значна частина марганцю випадає в осад [8]. Це явище є причиною низького вмісту його у воді бухти. Якість води Севастопольської бухти відносять до VI-VII категорій (погана, а за деякими показниками, дуже погана).

Розподіл важких металів у донних відкладах. Для донних відкладів Севастопольської бухти характерний значний вміст тонко дисперсних часток з підвищеним вмістом органічних речовин (ОР). Фракція ОР метастабільна та володіє підвищеною рухомістю, тому при зміні гідродинамічних умов може переходити у вигляді завислих речовин в воду [8], що може бути причиною невеликого перевищення порівняно з перевищенням фонових показників у воді (табл.1) вмісту деяких ВМ у мулі (табл.3).

Вміст валових та рухомих форм важких металів у донних відкладах Севастопольської бухти

Метал	Березень			Квітень			Травень		
	Валова форма (мг)/ рухома форма (мг)	Частка рухомої форми від валової, %	КС	Валова форма (мг)/ рухома форма (мг)	Частка рухомої форми від валової, %	КС	Валова форма (мг)/ рухома форма (мг)	Частка рухомої форми від валової, %	КС
Ni	$\frac{118,25 \pm 11,3}{13,71 \pm 0,93}$	11,6	2,4	$\frac{61,58 \pm 8,11}{37,24 \pm 3,97}$	60,5	1,2	$\frac{45,09 \pm 4,24}{33,22 \pm 1,5}$	73,7	0,9
Co	$\frac{34,08 \pm 3,36}{8,16 \pm 0,66}$	23,9	18,9	$\frac{13,04 \pm 1,05}{9,238 \pm 0,35}$	70,8	7,2	$\frac{14,44 \pm 0,33}{12,29 \pm 0,38}$	85,1	8,02
Pb	$\frac{43,84 \pm 1,88}{39,38 \pm 2,98}$	89,8	0,9	$\frac{49,9 \pm 4,98}{16,84 \pm 0,96}$	33,7	1	$\frac{25,8 \pm 3,76}{17,96 \pm 2,82}$	69,6	0,5
Zn	$\frac{151,57 \pm 2,69}{141,95 \pm 3,33}$	93,7	3,03	$\frac{191,02 \pm 6,29}{169,17 \pm 4,01}$	88,6	3,8	$\frac{153,3 \pm 2,3}{116,9 \pm 8,68}$	76,3	3,07
Cd	$\frac{0,864 \pm 0,07}{0,164 \pm 0,03}$	19	8,6	$\frac{1,628 \pm 0,18}{0,005 \pm 0,0003}$	0,3	16,3	$\frac{0,187 \pm 0,07}{0,005 \pm 0,0003}$	2,7	1,9
Fe	$\frac{34640 \pm 1128}{12960 \pm 547}$	37,4	20,4	$\frac{24737 \pm 903}{7547 \pm 1964}$	30,5	14,6	$\frac{52085 \pm 13594}{12727 \pm 1123}$	24,4	30,6
Cu	$\frac{40,27 \pm 3,04}{34,84 \pm 4,08}$	86,5	2,01	$\frac{47,189 \pm 3,6}{43,03 \pm 3,13}$	91,2	2,4	$\frac{43,77 \pm 3,18}{29,9 \pm 0,88}$	68,3	2,2
Mn	$\frac{797,6 \pm 97,98}{494,24 \pm 56,6}$	62	0,5	$\frac{340,67 \pm 79,9}{39,05 \pm 13,5}$	11,5	0,2	$\frac{542,3 \pm 128,86}{195,21 \pm 59,06}$	36	0,4

Вміст важких металів у раковині молюска *Nassarius reticulatus*. Існують певні закономірності у характері накопичення сполук важких металів організмами, особливості харчування яких пов'язані з фільтрацією значних обсягів води. Зокрема, для дослідження було вибрано найбільш поширений вид молюсків у Севастопольській бухті *Nassarius reticulatus*. Проаналізувавши дані про вміст важких металів у раковині молюска можна стверджувати, що їх концентрація напряму залежить від концентрації ВМ у воді та донних відкладах. Оскільки молюск *Nassarius reticulatus* є організмом, специфіка живлення якого передбачає фільтрацію води, то дані про накопичення ВМ у його раковині протягом сезону будуть складатися у цілісну картину. Аналіз отриманих результатів підтвердив попередні дані про певні закономірності в характері накопичення сполук важких металів молюсками. Накопичення сполук важких металів відбувається в кількостях, що перевищують їх вміст у воді [5].

Вміст міді в організмі молюсків має тенденцію до зменшення в раковинах, але значно перевищуючи ГДК (табл. 4–6). Значне поглинання міді бентальними організмами пов'язане з явищем так званого, вторинного забруднення, що особливо характерно у весняно-літній період. При оцінюванні токсичності міді для безхребетних слід враховувати, що вона значною мірою залежить від твердості води. Вміст у воді органічних сполук зменшує токсичний вплив міді [1]. Залізо найбільше накопичуються в раковинах (табл. 4–6). Найбільш токсичні метали – кадмій та свинець – не виявлені. Вміст нікелю, кобальту, цинку у раковині молюска знижується в квітні і зростає в травні. Спостерігається незначне зменшення вмісту даних металів з віком молюсків, що очевидно, пояснюється більш активним обміном речовин у молодих особин, в результаті чого поглинання нікелю зростає (табл. 4–6).

Сполуки марганцю здатні накопичуватись у донних відкладах в кількостях, що на кілька порядків перевищують їх вміст в ґрунтах. Акумуляція в донних відкладах та рухливість сполук марганцю створюють передумови для вторинного забруднення водойм та накопичення металу в організмах фільтраторів в індикаторних кількостях [3]. Вміст марганцю у раковині молюска зростає протягом весняного сезону (табл. 4–6).

Всі вище наведені концентрації ВМ переважають санітарно – гігієнічні ГДК в десятки разів. Це зумовлено високим забрудненням Севастопольської бухти.

Таблиця 4

Розподіл важких металів у раковині молюска *Nassarius reticulatus* у березні (мг/кг)

Метали	Концентрація в молюсках, мг/кг	КП	КН	ГДК санітарно - гігієнічне	ГДК фонове
Ni	14,38	0,1216	27,13	0,3	0
Co	11,56	0,3392	22,49	0,5	0,01
Pb	0	0,0000	0,00	0,01	0,001
Zn	89,4	0,5898	576,77	1	0,01
Cd	0	0,0000	0,00	0,00001	0,0005
Fe	6420	0,1853	8348,50	0,3	0,1
Cu	10,32	0,2563	210,61	1	0,0001
Mn	288	0,3611	1469,39	0,1	0,01

Таблиця 5

Розподіл важких металів у раковині молюска *Nassarius reticulatus* у квітні (мг/кг)

Метали	Концентрація в молюсках, мг/кг	КП	КП	ГДК санітарно - гігієнічне	ГДК фонове
Ni	14,38	0,1216	27,13	0,3	0
Co	11,56	0,3392	22,49	0,5	0,01
Pb	0	0,0000	0,00	0,01	0,001
Zn	89,4	0,5898	576,77	1	0,01
Cd	0	0,0000	0,00	0,00001	0,0005
Fe	6420	0,1853	8348,50	0,3	0,1
Cu	10,32	0,2563	210,61	1	0,0001
Mn	288	0,3611	1469,39	0,1	0,01

Таблиця 6

Розподіл важких металів у раковині молюска *Nassarius reticulatus* у травні (мг/кг)

Метали	Концентрація в молюсках, мг/кг	КП	КН	ГДК санітарно-гігієнічне	ГДК фонове
Ni	11,74	0,1906	22,97	0,3	0
Co	9,248	0,7092	17,82	0,5	0,01
Pb	0	0,0000	0,00	0,01	0,001
Zn	79,84	0,4180	1698,72	1	0,01
Cd	0	0,0000	0,00	0,00001	0,0005
Fe	2739,2	0,1107	4698,46	0,3	0,1
Cu	4,16	0,0882	198,10	1	0,0001
Mn	257,44	0,7557	2768,17	0,1	0,01

Характеризуючи дані, наведені в табл. 4–6, можна сказати, що молюски *Nassarius reticulatus* навесні за показником коефіцієнта накопичення та переходу є деконцентраторами. Це можна пояснити тим, що молоді особини накопичують важкі метали в значно меншій кількості, ніж дорослі.

Моделі формування співвідношення вмісту цинку в компонентах Севастопольської бухти

Як зазначалося, стаціонарні камерні моделі будують на основі постулату про наявність сталої статичної рівноваги в системі: екосистема – організм – середовище. Динаміка вмісту подібна з блок-схемою стаціонарної камерної моделі свинцю в модельній гідроекосистемі. Зокрема, найвищі коефіцієнти накопичення цинку виявлені у донних відкладах 3930,77 (рис.3), оскільки речовини цієї складової гідроекосистеми володіють значною комплексотворюючою здатністю і є депо для

забруднюючих речовин. Коефіцієнт накопичення у молюсках *Nassarius reticulatus* становить 2794,36.

Як зазначалося, для багатьох безхребетних поглинання і виведення свинцю з організму знаходиться в прямій залежності від концентрації свинцю як в донних відкладах, так і у воді (в нашому випадку у воді). Щодо КП, то у молюсках він становить 0,7109. Молюски по відношенню до води та донних відкладів є деконцентраторами ($KП < 1$, $КН < 10000$). Пояснити різкі перепади КН та КП непросто. Ймовірно це пов'язано з хімічним складом води в період досліджень. Однак всі досліджені водойми відрізняються між собою по площі, за температурою води, швидкістю течії, глибиною, солоністю, періодом водообміну, складом біоти, кількістю забруднюючих речовин, параметрами водневого показника та по інших характеристиках. При такій кількості факторів виділити найсуттєвіші надзвичайно складно, навіть коли відомі кількісні характеристики таких факторів.

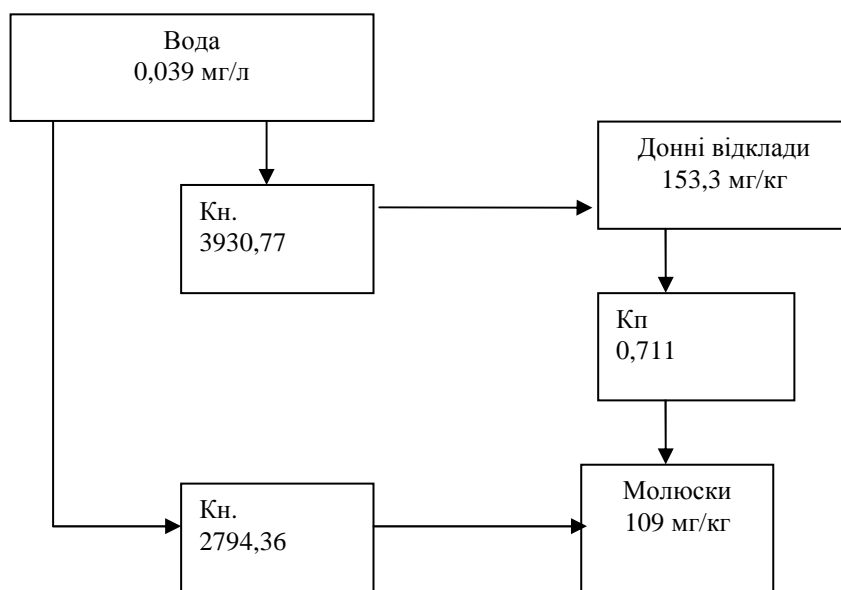


Рис. 3. Блок-схема стаціонарної камерної моделі міграції цинку в компонентах екосистеми Севастопольської бухти у травні

Особливості розподілу валових та рухомих форм важких металів у складі донних відкладів водних екосистем

Розподіл валових і рухомих форм важких металів у водоймах різного типу однаковий (рис. 4). Припускаємо, що перерозподіл форм ВМ не залежить від типу водойми та донних відкладів, а від властивостей самого металу, гідрохімічних, біологічних процесів, що відбуваються у водоймі та сезонності.

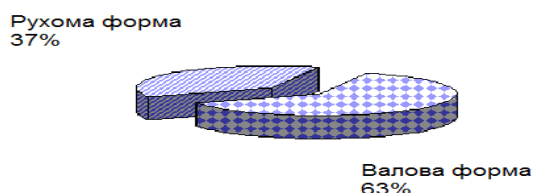


Рис. 4. Розподіл валових і рухомих форм ВМ у донних відкладах Севастопольської бухти та о. Пісочне навесні

Проаналізувавши розподіл валових і рухомих форм донних відкладів абіогенних (кадмій, нікель, свинець) та біогенних (мідь, кобальт, цинк, залізо та марганець) металів Севастопольської бухти та озера Пісочного, можна виявити певні закономірності. Зокрема, відсоткове співвідношення рухомих форм донних відкладів біогенних металів, незалежно від типу водойми, плавно зменшувалось від березня до травня (рис. 6, 8, 10, 12, 14, 16), а співвідношення валових форм зростало. Це можна пояснити тим, що біогенні метали, знаходячись у рухомих формі активно

використовуються водними організмами. Власне навесні відбувається активна вегетація макрофітів, ріст і розвиток водних організмів.

Перерозподіл рухомих та валових форм донних відкладів абіогенних металів був абсолютно протилежним (рис. 7, 9, 11, 13, 15) Зокрема, співвідношення рухомих форм зростало, а валових зменшувалося, оскільки абіогенні метали не використовуються водними організмами для життєдіяльності.

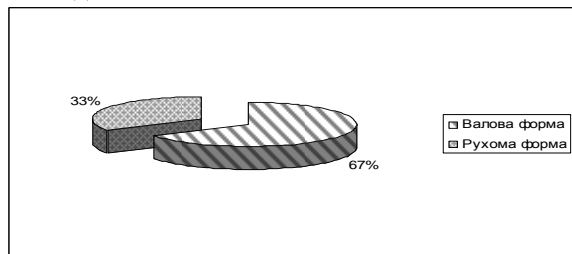


Рис. 5. Розподіл валових і рухомих форм абіогенних металів (Ni, Cd, Pb) у донних відкладах о. Пісочне у березні

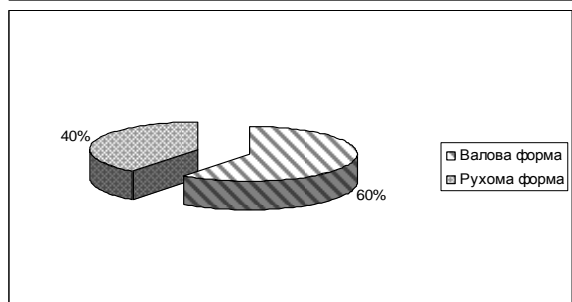


Рис. 6. Розподіл валових і рухомих форм біогенних металів (Co, Cu, Mn, Zn, Fe) у донних відкладах о. Пісочне у березні

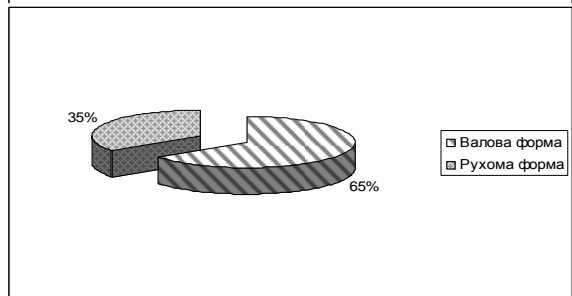


Рис. 7. Розподіл валових і рухомих форм абіогенних металів (Ni, Cd, Pb) у донних відкладах о. Пісочне у квітні

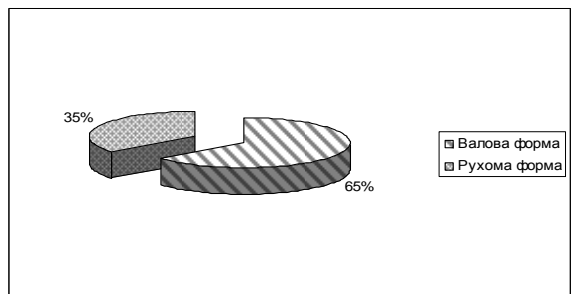


Рис. 8. Розподіл валових і рухомих форм біогенних металів (Co, Cu, Mn, Zn, Fe) у донних відкладах о. Пісочне у квітні

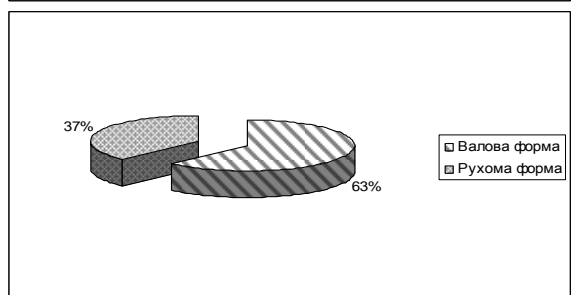


Рис. 9. Розподіл валових і рухомих форм абіогенних металів (Ni, Cd, Pb) у донних відкладах о. Пісочне у травні

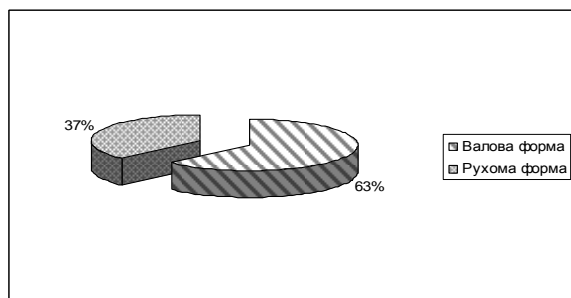


Рис. 10. Розподіл валових і рухомих форм біогенних металів (Co, Cu, Mn, Zn, Fe) у донних відкладах о. Пісочне у травні

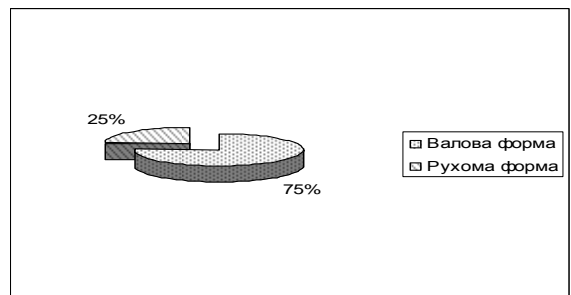


Рис. 11. Розподіл валових і рухомих форм абіогенних металів (Ni, Cd, Pb) у донних відкладах Севастопольської бухти у березні

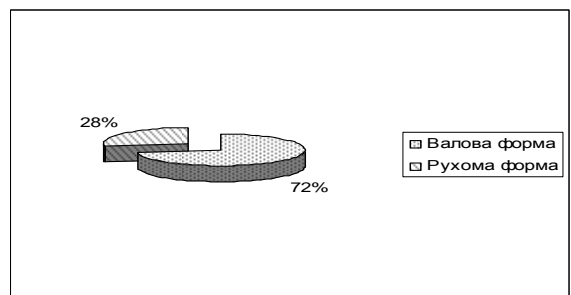


Рис. 12. Розподіл валових і рухомих форм біогенних металів (Co, Cu, Mn, Zn, Fe) у донних відкладах Севастопольської бухти у березні

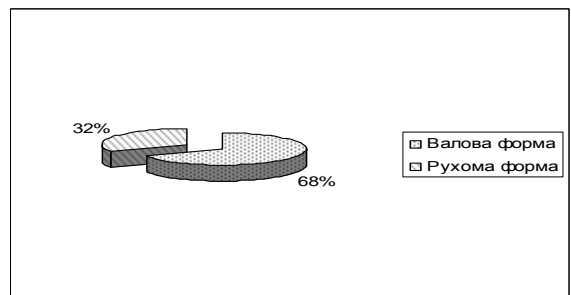


Рис. 13. Розподіл валових і рухомих форм абіогенних металів (Ni, Cd, Pb) у донних відкладах Севастопольської бухти у квітні

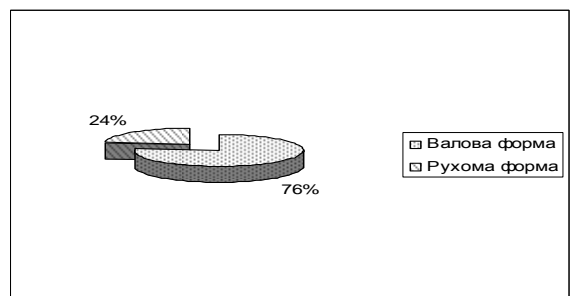


Рис. 14. Розподіл валових і рухомих форм донних відкладів біогенних металів (Co, Cu, Mn, Zn, Fe) у донних відкладах Севастопольської бухти у квітні

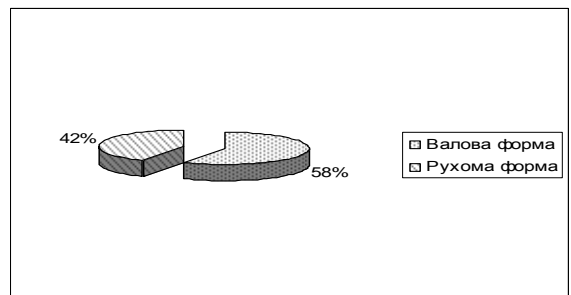


Рис. 15. Розподіл валових і рухомих форм абіогенних металів (Ni, Cd, Pb) у донних відкладах Севастопольської бухти у травні

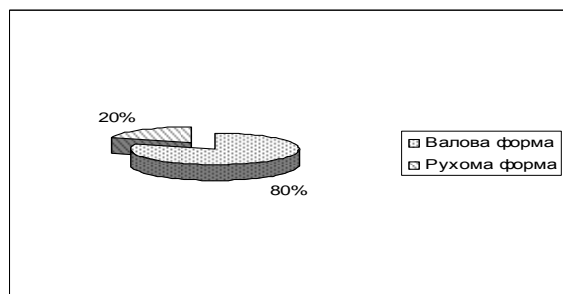


Рис. 16. Розподіл валових і рухомих форм біогенних металів (Co, Cu, Mn, Zn, Fe) у донних відкладах Севастопольської бухти у травні

Висновки

Динаміка перерозподілу валових та розчинних форм важких металів залежить від особливостей акумуляції донними відкладами біогенних і абіогенних металів, фізичних, гідрохімічних та біотичних факторів, що характеризують досліджуваний сезон.

1. *Белоконь В.Н.* Формы нахождения тяжёлых металлов в донных отложениях водохранилищ Днепра / Белоконь В.Н., Нахшина Е.П. // Гидробиол. журн. – 1990. – Т. 26, № 2. – С.83–89.
2. *Виноградова Н.Н.* Донные отложения Сенежского водохранилища и их влияние на его экологическое состояние / Н.Н. Виноградова // Водные ресурсы. – 2001 – Т. 28, № 1 – С. 82–87.
3. *Волков И.И.* Химические элементы в речном стоке и формы их поступления в море (на примере рек Черноморского бассейна) / И.И. Волков // Проблемы литологии и геохимии осадочных пород и руд. – М.: Наука, 1975. – С. 85–113.
4. *Гонтарь Ю.В.* Изучение концентраций тяжёлых металлов в речном стоке с урбанизованных территорий / К.Н. Крупский, В.А. Гончаров, В.В. Кисилевский // Водные ресурсы. – 1983. – № 4. – С. 89–95.
5. *Гуменюк Г.Б.* Розподіл свинцю в біотичних і абіотичних компонентах гідроекосистеми / Гуменюк Г.Б., Грубінко В.В. // Наукові основи збереження біотичної різноманітності. Інститут екології Карпат НАН України. – Львів: Ліга-Прес. – 2002. – С. 28–32.
6. *Морозова А.А.* Основные тенденции изменения качества воды озёрных систем Шацкого национального природного парка / А.А. Морозова // Гидробиол. журн. – 2006. – Т. 42, № 4. – С. 111–117.
7. *Мур Дж. В.* Тяжёлые металлы в природных водах. Контроль и оценка влияния / Мур Дж., Рамамурти С. – М.: Мир, 1987. – С.117–133.
8. *Овсяный Е.И.* Распределение тяжелых металлов в поверхностном слое донных осадков Севастопольской бухты (Черное море) / Е.И. Овсяный, А.С. Романов, О.Г. Игнатьева // Морський еколог. журн. – № 2, Т.ІІ. – 2003. – С. 85–93.
9. *Оксиюк О.П.* Экологические нормативы качества воды для Шацких озёр / О.П. Оксиюк // Гидробиол. журн. – 1999. – Т. 35, № 5. – С. 75–85.
10. *Тимченко В.М.* Экологические аспекты гидрологии Шацких озёр / В.М. Тимченко, А.Е. Ярошевич, Ю.Л. Виденина // Гидробиол. журн. – 1994. – Т. 30, № 4. – С. 59–71

Г.Б. Гуменюк

Тернопольский национальный педагогический университет им. Владимира Гнатюка, Украина

СРАВНИТЕЛЬНАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ГИДРОЭКОСИСТЕМАХ РАЗНОГО ТИПА

Динамика распределения валовых и растворимых форм тяжёлых металлов зависит от особенностей аккумуляции донными отложениями биогенных и абіогенных металлов, физических, химических и биотических факторов в определенный сезон года.

Ключевые слова: тяжёлые металлы, гидроэкосистема, эстуарий, донные отложения, валовые формы, растворимые формы

Н.В. Нумениук

Ternopil National Volodymyr Hnatiuk Pedagogical University, Ukraine

THE COMPARATIVE CHARACTERISTIC OF DISTRIBUTION OF DIFFERENT TYPES HYDROECOSYSTEMS

The dynamic of distribution of gross and soluble forms of heavy metals depends from peculiarities of the accumulation of bottom sediments of biogenic and abiogenic metals, physical, chemical and abiotic factors which characters researching season.

Key words: heavy metals, hydroecosystem, estuary, bottom sediments, common forms, dissolution forms

УДК 543.383.2(547.454+582.232)

В.П. ГУСЕЙНОВА, А.В. КУРЕЙШЕВИЧ, О.Й. САКЕВИЧ

Інститут гідробіології НАН України
пр-т Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210**ВУГЛЕВОДНЕВІ КОМПЛЕКСИ ДЕЯКИХ
ПРІСНОВОДНИХ МІКРОВОДОРОСТЕЙ**

Досліджено склад комплексу вуглеводнів у поширених представників синьозелених і зелених водоростей. Встановлено, що він суттєво відрізняється у різних видів. Серед вуглеводнів водоростей визначені і ті, що входять до складу нафтопродуктів, а також токсичні сполуки, які погіршують якість води.

Ключові слова: вуглеводні, культури синьозелених та зелених водоростей

Вивчення ролі прісноводних мікрководоростей у формуванні загального пулу вуглеводнів у водних екосистемах пов'язане з необхідністю з'ясування складу сполук вуглеводневої природи різних представників альгофлори. Наявні в літературі дані малочисельні та несистематизовані [3, 6, 9].

У зв'язку з цим метою роботи було дослідити якісний і кількісний склад та дати порівняльну оцінку вуглеводневих комплексів деяких поширених представників синьозелених та зелених водоростей.

Матеріал і методи досліджень

Об'єктом досліджень були культури водоростей – синьозелених *Anabaena variabilis* Kütz. HPDP-4, *Oscillatoria limosa* Ag. HPDP-27 та зеленої – *Desmodesmus communis* (Hegew.) Hegew. HPDP-109. Водорості вирощували на середовищі Фітцджеральда № 11 в модифікації Цендера і Горхема [2] за температури 20-25°C та освітленості 3000 лк з чергуванням світлового і темного періодів 16:8.

Екстракцію вуглеводневого комплексу водоростей здійснювали за методом П. Станчева [4] петролейним ефіром (низькокиплячою фракцією – 40–60°). Ідентифікацію сполук вуглеводневої природи проводили за допомогою газового хромато-мас-спектрометра Hewlett Packard GS / MS 5890/5972 (колонка HP 5MS l=30 m, d=0,25 mm).

Результати досліджень та їх обговорення

Результати екстрагування та подальшої ідентифікації вуглеводневих комплексів водоростей, що знаходились в умовах альгологічно чистих культур, показали наявність у них всіх 4-х груп вуглеводнів (насичених, ненасичених, аліциклічних і ароматичних). З них тільки насичені вуглеводні є індиферентними, решта – реакційно-активними і у різному ступені токсичними.

Як видно з представлених даних (рис. 1, табл. 1), у *Anabaena variabilis* було ідентифіковано 12 речовин, з яких тільки одна є насиченим вуглеводнем – н-генсейкозан.

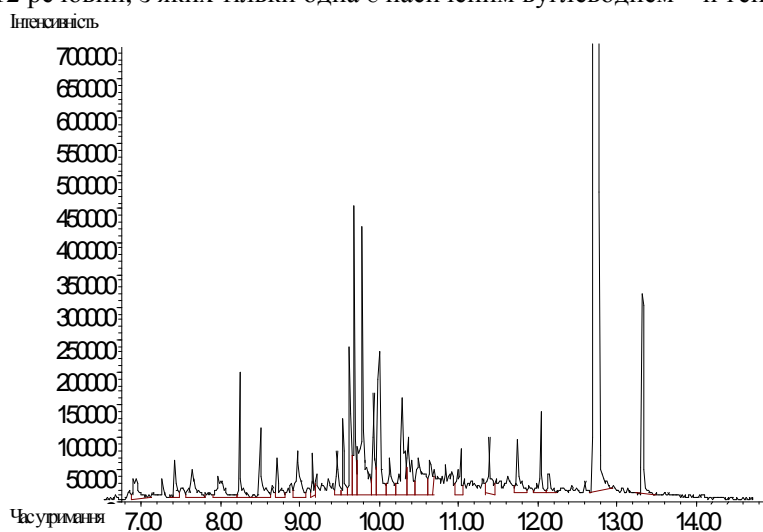


Рис. 1.
Хроматограма
комплексу
вуглеводнів,
екстрагованих з
альгологічно
чистої культури
синьозеленої
водорості
*Anabaena
variabilis*

ПРІСНОВОДНА ГІДРОБІОЛОГІЯ

У найбільшій кількості (69,6%) в екстракті *Anabaena variabilis* представлена похідна аліциклічного вуглеводню – прегнан-3,17,20-тріол, циклічний 17,20-метилборонат – попередник гормонів (стероїдів), речовина потенційно небезпечна для гідробіонтів більш високих трофічних рівнів і водоспоживачів [7]. За літературними даними [8], стероїди входять також до складу нафти і нафтопродуктів.

Таблиця 1

Компонентний склад вуглеводневого комплексу, екстрагованого з альгологічно чистої культури *Anabaena variabilis*

Ч. у., хв.	Назва речовини	Вміст в екстракті, %
8.47	6-ацетил-8-метоксі-2,2-диметил-2Н-хромен	0,8
9.20	7-етоксі-8-метоксі-2,2-диметил-2Н-хромен	0,9
9.77	метиловий ефір 7-гексадеканової кислоти	0,7
9.86	7,9-ди-тетро-бутил-1-оксаспіро[4,5]дека-6,9-дієн-2,8	1,3
9.92	метил-3-(3,5-дитетробутил-4-гідроксифеніл) пропіонат	1,9
10.00	дибутиловий ефір 1,2-бензендикарбонової кислоти	3,1
10.51	метиловий ефір 9-октадеканової кислоти	1,4
10.91	1-тетракозанол	0,3
11.61	н-генейкозан	0,68
12.25	диізобутилбензен-1,2-дикарбоксилат	0,7
12.98	прегнан-3,17,20-тріол, циклічний 17,20-метилборонат	69,6
13.55	фарнезол	2,1

Примітка. У таблицях 1–3 Ч. у. – час утримання речовини на хроматографі.

Як видно з представлених даних (рис. 2, табл. 2), відмінною рисою вуглеводневого комплексу водорості *Oscillatoria limosa* є порівняно невелика кількість речовин, що входять до його складу.

У ньому, так само, як і у *Anabaena variabilis*, похідна аліциклічного вуглеводню була присутня в найбільшій кількості – 66,2%. Достовірно визначених вуглеводнів, що відносяться до насичених і ненасичених і їх похідних, в екстракті даної водорості не було виявлено.

В екстракті цієї водорості нами також було зафіксовано надзвичайно токсичну похідну ароматичного вуглеводню, що містить чотири атоми хлору – 2,3,5,6-тетрахлорфеніл-метилсульфоксид. Як відомо [4], ароматичні сполуки, які мають зв'язки з хлором, є канцерогенами та їх присутність у водних об'єктах навіть у невеликих концентраціях становить небезпеку для водоспоживачів.

Таблиця 2

Компонентний склад вуглеводневого комплексу, екстрагованого з альгологічно чистої культури *Oscillatoria limosa*

Ч. у., хв.	Назва речовини	Вміст в екстракті, %
8.48	6-етил-5-гідрокси-7-метоксинафтоквінон	2,0
9.92	метил-3-(3,5-дитетробутил-4-гідроксифеніл) пропіонат	1,6
10.02	дибутиловий ефір 1,2-бензендикарбонової кислоти	6,1
10.15	2,3,5,6-тетрахлорфеніл-метилсульфоксид	1,1
12.94	прегнан-3,17,20-тріол, циклічний 17,20-метилборонат	66,2

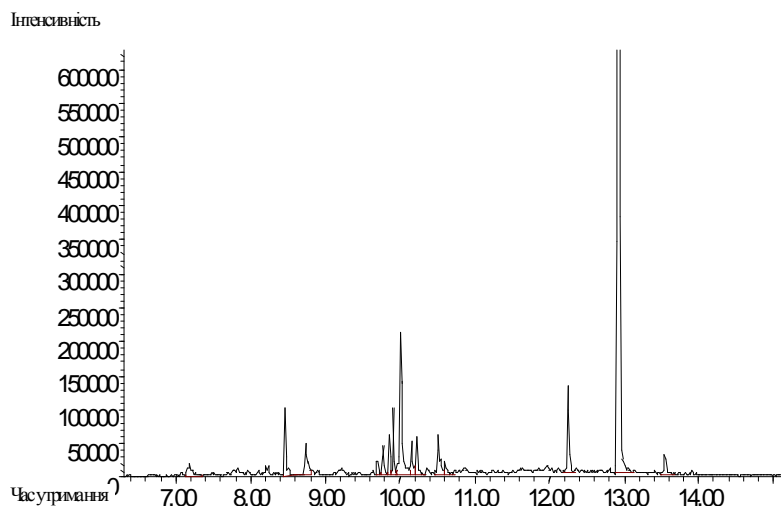


Рис. 2.
Хроматограма
комплексу
вуглеводнів,
екстрагованих
з альгологічно
чистої
культури
синьозеленої
водорості
*Oscillatoria
limosa*

Вуглеводневий комплекс зеленої водорості *Desmodesmus communis* характеризувався найбагатшим компонентним складом з усіх водоростей, досліджених в даній серії експериментів (рис. 3, табл. 3).

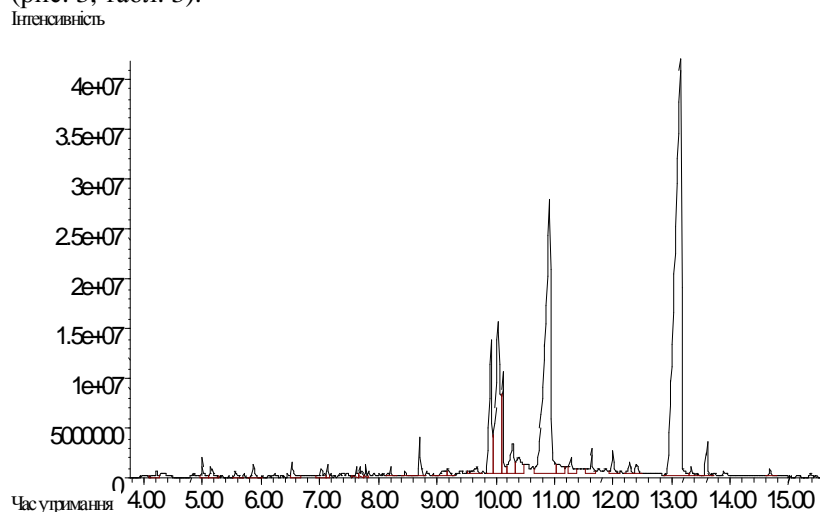


Рис. 3.
Хроматограма
комплексу
вуглеводнів,
екстрагованих з
альгологічно
чистої культури
зеленої водорості
*Desmodesmus
communis*

У порівнянні з синьозеленими водоростями, саме у складі комплексу зеленої водорості нами відмічено найбільше насичених вуглеводнів. У максимальній кількості (43,6%) зареєстровано похідну ароматичного вуглеводню – 2,5-дибромо-4'-метоксибіфеніл.

Таблиця 3

Компонентний склад вуглеводневого комплексу, екстрагованого з альгологічно чистої культури *Desmodesmus communis*

Ч. у., хв.	Назва речовини	Вміст в екстракті, %
1	2	3
5.16	н-ундекан	0,5
5.87	н-додекан	0,5
7.12	н-тридекан	0,3
7.63	2,6-дибутил-2,5-гексадієн-1	0,3
7.69	н-пентадекан	0,4
7.79	тетрадекагідрофенантрен	0,2
8.69	додеканіловий ефір акрилової кислоти	1,0
9.92	7,9-дитетробутил-1-оксаспіро[4.5]дека-6,9-дієн-2,8-діон	5,6
10.05	дибутиловий ефір 1,2-бензендикарбонової кислоти	10,8
10.13	пальмітинова кислота	3,1
10.30	лікоподин-5-он, 2-гідроксиметилпропен	2,2

Продовження таблиці 3		
10.92	9,12-октадекатрієнова кислота (Z,Z)	26,7
11.64	н-тетракозан	1,1
12.00	н-пентакозан	0,8
12.29	диізооктиловий ефір 1,2-бензендикарбонової кислоти	0,5
12.40	н-гексакозан	0,5
13.15	2,5-дибромо-4'-метоксифеніл	43,6
13.60	2,6,10,14,18,22-тетракозагексен, 2,6,10,15,19,23-h	0,9

Результати досліджень свідчать, що вуглеводневі комплекси мікроводоростей видоспецифічні (рис. 4). Вміст ароматичних вуглеводнів та їх похідних у двох синьо-зелених водоростей знаходився приблизно на одному рівні, а в зеленої водорості він був у 5–8 разів вищим. Більше у зеленої водорості і ненасичених вуглеводнів та їх похідних (34%), що характеризує її прижиттєві і постлетальні виділення як токсичні.

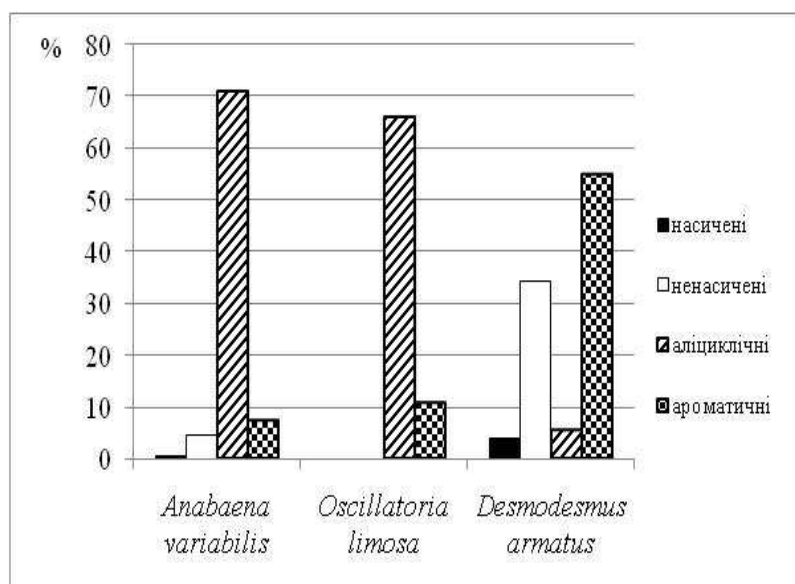


Рис. 4.
Співвідношення
різних груп
вуглеводнів в
екстрактах
досліджених
водоростей

Цікавим виявився факт присутності у всіх досліджених екстрактах різних ефірів 1,2-бензендикарбонової кислоти. З літературних джерел відомо, що 1,2-бензендикарбонова кислота використовується у промисловості для надання пластичності полімерам [1]. Можливо, факт присутності у всіх екстрактах похідних цієї речовини має прямий зв'язок з здійсненням тієї же функції, як і його синтетичний аналог, тобто з збільшенням пластичності і пружності клітин водоростей, особливо їх оболонок.

Висновки

1. У досліджених представників Cyanophyta і Chlorophyta виявлено насичені, ненасичені, аліциклічні та ароматичні вуглеводні та їх похідні.
2. Встановлено, що склад вуглеводневих комплексів мікроводоростей є видоспецифічним.
3. Серед вуглеводнів водоростей нами визначені такі ж, які входять до складу нафтопродуктів.
4. В результаті прижиттєвих та постлетальних виділень водоростей у водне середовище надходять речовини вуглеводневої природи, багато з яких належать до високотоксичних сполук, що погіршують якість води.

1. Барнштейн Р.С. Пластификаторы для полимеров / Р.С. Барнштейн, В.И. Кирилович, Ю.Е. Носовский. – М.: Химия, 1982. – 198 с.
2. Методы физиолого-биохимического исследования водорослей в гидробиологической практике / Л.А. Сиренко, А.И. Сакевич, Л.Ф. Осипов [и др.]. – К.: Наук. думка, 1975. – 247 с.
3. Сакевич А.И. Экзаметаболиты пресноводных водорослей / А.И. Сакевич. – К.: Наук. думка, 1985. – 199 с.

4. Сиренко Л.А. Биологически активные вещества водорослей и качество воды / Сиренко Л.А., Козицкая В.Н. – К.: Наук. думка, 1988. – С. 72–82.
5. Станчев П.И. Нов метод за системен анализ при изследване на състава на едноклетъчни водоросли / П.И. Станчев // Хидробиология. – 1980. – № 10. – С. 70–77.
6. Станчев П.И. Изолиране и идентифициране на компонентите от липидната фракция на едноклетъчни водоросли *Scenedesmus acutus* и *Chlorella* sp. / П.И. Станчев // Хидробиология. – 1980. – №10. – С. 78–83.
7. Cheek A.O. Environmental hormones and the male reproductive system / Cheek A.O., McLachlan J.A. // J. Androl. – 1998. – Vol. 19. – P. 5–10.
8. Ebrahimi M. Determination of the amount of environmental hormone contamination in raw materials and products of Bandar-e-imam petrochemical complex / Ebrahimi M., Shamabadi N. // J. of Biol. Sci. – 2007. – Vol. 7, N 8. – P. 1354–1360.
9. Jüttner F. β -Cyclocitral and Alkanes in *Microcystis* (Cyanophyceae) / F. Jüttner // Z. Naturforsch. – 1976. – Vol. 31. – P. 491–495.

В.П. Гусейнова, А.В. Курейшевич, О.Й. Сакевич

Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

УГЛЕВОДОРОДНЫЕ КОМПЛЕКСЫ НЕКОТОРЫХ ПРЕСНОВОДНЫХ МИКРОВОДОРОСЛЕЙ

Исследован состав комплекса углеводородов распространенных представителей синезеленых и зеленых водорослей. Установлено, что он существенно отличается у различных видов. Среди углеводородов водорослей определены и те, которые входят в состав нефтепродуктов, а также токсичные соединения, ухудшающие качество воды.

Ключевые слова: углеводороды, культуры синьозеленых и зеленых водорослей

V.P. Guseynova, A.V. Kureyshevich, O.Y. Sakevich

Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

HYDROCARBON COMPLEXES OF SOME FRESHWATER MICROALGAE

The composition of hydrocarbon complex of spread representatives of blue-green algae was investigated. It has been established that hydrocarbon compounds are distinguished by different species. Between algal hydrocarbons there are the same that form part of oil and also the toxic substances that make worse the quality of water.

Key words: hydrocarbons, blue-green algae

УДК 582.261:581.16

Н.А. ДАВИДОВИЧ, Ю.А. ПОДУНАЙ, О.И. ДАВИДОВИЧ

Карадагский природный заповедник НАН Украины
ул. Науки, 24, п. Курортное, Феодосия 98188

ОБ ОТСУТСТВИИ БИОЛОГИЧЕСКОЙ РЕПРОДУКТИВНОЙ ИЗОЛЯЦИИ МЕЖДУ АЛЛОПАТРИЧЕСКИМИ ПОПУЛЯЦИЯМИ *SYNEDRA ULNA* (BACILLARIOPHYTA)

Ключевые слова: диатомовые водоросли, репродуктивная изоляция, аллопатрические популяции

В гидроэкологии объектами исследования нередко становятся организмы, имеющие очень широкое распространение, среди них многие виды диатомовых водорослей. Пресноводная диатомовая *Synedra ulna* отмечена практически повсеместно и к тому же очень богата вариантами.

Закономерен вопрос – представляют ли популяции, удаленные друг от друга на значительные расстояния, один и тот же биологический вид. Ответ на этот вопрос можно искать разными путями, попытаться оценить, например, степень морфологических или молекулярных различий, для доказательства привлечь методы статистического анализа. По нашему мнению, гораздо более обоснованными будут прямые эксперименты по скрещиванию, базирующиеся на биологической концепции вида [1], позволяющие выявить наличие или отсутствие репродуктивной изоляции и тем самым подтвердить или отвергнуть существование межвидовых границ. Аллогамный половой процесс у *S. ulna* описан в прошлом веке [3, 4].

Материал и методы исследований

Клоны *Synedra ulna* (Nitzsch) Ehrenberg были выделены в 2008 и 2009 гг. из проб, собранных в рукавах-старичах Днепра в границах Киева (выделено 4 клона) и в нескольких водоемах и источниках юго-восточного Крыма (31 клон). Одиночные клетки выделяли под микроскопом МБС-9 (Россия) путем многократной отмывки при помощи стеклянных микропипеток. Культуры содержали в стеклянных чашках Петри в среде, близкой по составу к среде DM [5], в объеме около 40 мл. Для поддержания в экспоненциальной фазе роста клоновые культуры водоросли еженедельно пересевали в свежую среду, при этом просматривали их под микроскопом на предмет обнаружения гомоталлического воспроизведения. Кроме того, предполагая гетероталлический путь воспроизведения, клоны периодически скрещивали, делая смешанные посевы культур. Обильность воспроизведения оценивали в баллах: 0 – воспроизведения не было, 1 – единичные случаи гаметогенеза/ауксоспорообразования, 2 – случаи гаметогенеза/ауксоспорообразования встречаются часто, но их нельзя назвать массовыми, 3 – массовое воспроизведение. Цитологические детали полового процесса изучали при помощи микроскопа Biolar PI (Польша); на нем же выполняли измерения длины и ширины клеток.

Результаты исследований и их обсуждение

Наибольшая клетка, встретившаяся при выделении клонов из природных популяций, имела длину 400 мкм, но чаще всего попадались клетки длиной от 140 до 300 мкм. Ширина клеток находилась в диапазоне 5,7–10,3 мкм, составляя в среднем $8,2 \pm 0,3$ мкм ($n=46$).

Принято считать [2, 6], что в жизненном цикле диатомовых размер клеток, постоянно уменьшающийся при вегетативном делении, в процессе полового воспроизведения восстанавливается до максимального или близкого к нему. Среди 628 измеренных нами инициальных клеток, возникших в результате внутри- и межклонового воспроизведения, самая большая имела длину 422 мкм, а наименьшая 277 мкм. Таким образом, можно отметить широкий диапазон варьирования размеров инициальных клеток, а также можно обоснованно предположить, что наибольшая из встреченных в природной популяции клеток представляла потомство инициальной клетки, недавно сформировавшейся в результате полового воспроизведения.

В экспериментах по скрещиванию было задействовано 18 клонов (табл.). За все время наблюдений восемь клонов продемонстрировали способность к внутриклоновому воспроизведению, которое было нечастым и, как правило, не очень обильным, в чашке Петри отмечали 2–5 случаев ауксоспорообразования (1 балл по принятой шкале). Воспроизведение в смешанных посевах клонов, если происходило, было более обильным: десятки, в некоторых случаях свыше сотни случаев ауксоспорообразования на чашку (2–3 балла). Межклоновое воспроизведение наблюдалось не во всех, а только в некоторых сочетаниях клонов. Следует оговориться, что не все возможные парные сочетания клонов были проверены. Как важнейший результат, можно отметить, что один из клонов, популяция которого локализована в Днепре под Киевом, проявил способность к межклоновому скрещиванию с клонами из Крымских популяций. По крайней мере, в трех случаях этот вывод обоснован обильным воспроизведением (2–3 балла), и три случая требуют дополнительной проверки, поскольку в смеси с частотой 1 балл может воспроизводится гомоталлическим путем один из клонов.

Воспроизведение в моноклонах и попарно смешанных посевах клонов *Synedra ulna*

Наименование клона	Локализация	0330-A	0406-C	0424-A	0424-F	0424-J	0426-A	0427-A	0427-B	0427-C	0427-D	0427-E	0427-F	0427-G	0427-H	0427-I	0427-J	0626-D	K0513-B
0330-A	Крым	1																	
0406-C	Крым	0																	
0424-A	Крым	3	0	1															
0424-F	Крым	0	.	0															
0424-J	Крым	1	.	0	0	1													
0426-A	Крым	0	.	.	.	0	1												
0427-A	Крым	.	.	0	.	.	.												
0427-B	Крым	0	0	0	0	1;0	0	0	1										
0427-C	Крым	0;1	.	0;0	0	0;0	.	.	0;0										
0427-D	Крым	0		1									
0427-E	Крым	0	.	.	.		0	.	0;0	.									
0427-F	Крым	0	0	0	0	0	.	.		0;0	.	.	1						
0427-G	Крым	1	.	1;1	.	0	.	.		0	.	.	0						
0427-H	Крым	0	.	1	0	0	.	.	0;0	0	.	.	0;0	0					
0427-I	Крым	0	.	0			.	.	0				
0427-J	Крым	0			
0626-D	Крым	.	.	0	0		.	.	0;0	.	.	.	0	0	0;0	.	.	2	
K0513-B	Днепр, Киев	2	0	3	0	0	1	.	2;3	.	1	.	1	.	0	0	.	0	

Примечания: частота (обилие) случаев воспроизведения оценена в баллах: 0 – нет воспроизведения, 1 – редкие случаи, 2 – нередко, 3 – массовое воспроизведение, . – не проверяли.

Выводы

Таким образом, между аллопатрическими популяциями *Synedra ulna*, разделенными значительным расстоянием, по прямой около 700 км, отсутствует биологический репродуктивный барьер, по крайней мере, нет пре- и постзиготической изоляции на первом этапе: получено потомство в первом поколении, из которого выделено семь новых клонов. Это дает серьезные основания считать популяции в Днепре и в горных водоемах и источниках Крыма принадлежащими одному биологическому виду. Примеры отсутствия репродуктивной изоляции между удаленными популяциями диатомовых известны [7, 8]. В последующем предполагается проверить жизнеспособность вновь выделенных клонов первого поколения, и по достижении клетками соответствующих размеров, установить их способность/неспособность к возвратному скрещиванию и воспроизводству второго поколения.

Выражаем благодарность Ю. М. Пагуте и В. В. Гриневу за помощь в отборе проб.

1. Майр Э. Популяции, виды и эволюция / Э Майр. – М.: Мир, 1974. – 460 с.
2. Geitler L. Reproduction and life history in diatoms / L. Geitler // Botanical Review. – 1935. – Vol.1, N 5. – P. 149–161.
3. Geitler L. Die Auxosporenbildung von *Synedra ulna* / L. Geitler // Ber. Deutsch. Bot. Ges. – 1939. – Vol.57. – S. 432–436.
4. Geitler L. Gameten- und Auxosporenbildung von *Synedra ulna* im Verleich mit anderen pennaten Diatomeen / L. Geitler // Planta, Archiv für wissenschaftliche Botanik. – 1939. – Vol.30, N 3. – S. 551–566.
5. Mann D.G. What have the Romans ever done for us? The past and future contribution of culture studies to diatom systematics / Mann D.G., Chepur V.A. // Nova Hedwigia. – 2004. – Vol.79. – P. 237–291.
6. Round F.E. The Diatoms. Biology and Morphology of the Genera / F.E. Round, R.M. Crawford, D.G. Mann. – Cambridge: Cambridge University Press, 1990. – 747 pp.
7. Phenotypic and genetic structure of interbreeding populations of the diatom *Tabularia fasciculata* (Bacillariophyta) / I. Kaczmarek, J.M. Ehrman, M.B.J. Moniz, N. Davidovich // Phycologia. – 2009. – Vol. 48, N 5. – P. 391–403.

8. *Pseudo-nitzschia pungens* (Bacillariophyceae): A cosmopolitan diatom species? / G. Casteleyn, V.A. Chepurnov, F. Leliaert [et al.] // Harmful Algae. –2008. – Vol.7, N 2. – P. 241–257.

Н.А. Давидович, Ю.А. Подунай, О.І. Давидович

Карадагський природний заповідник НАН України, Крим

ПРО ВІДСУТНІСТЬ БІОЛОГІЧНОЇ РЕПРОДУКТИВНОЇ ІЗОЛЯЦІЇ МІЖ АЛОПАТРИЧНИМИ ПОПУЛЯЦІЯМИ *SYNEDRA ULNA* (BACILLARIOPHYTA)

Клони діатомової водорості *Synedra ulna*, виділені з алопатричних популяцій, віддалених один від одного на значні відстані, виявили здатність до схрещування. Відсутність біологічної репродуктивної ізоляції свідчить про те, що розглянуті популяції належать до того самого біологічного виду.

Ключові слова: діатомові водорості, репродуктивна ізоляція, алопатричні популяції

N.A. Davydovych, Yu.A. Podunay, O.I. Davydovych

Karadag natural preserve of NAS of Ukraine, Crimea

ABOUT ABSENCE OF BIOLOGICAL GENESIAL ISOLATION BETWEEN ALOPATRIC POPULATION OF *SYNEDRA ULNA* (BACILLARIOPHYTA)

Clones of the diatom *Synedra ulna* isolated from remote allopatric populations revealed an ability to interbreed. The absence of reproductive isolation shows the relation of the examined populations to the same species.

Key words: diatom algae, genesial isolation, allopatric population

УДК 582.261.1 (282.256.341.5)

В.Г. ДЕВЯТКИН

Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН

пос. Борок, Некоузского района, Ярославской области, Россия

ЕКОЦЕНЫ ФІТОПЛАНКТОНА

Предлагается модель внутрисезонной сукцессии фитопланктона как последовательности элементарных ячеек сукцессии – экоценов – адаптивных ассоциаций водорослей, формирующихся при определенных экологических условиях и образующих при кластерном анализе кластеры первого (низшего) порядка. Продолжительность существования экоценов обычно колеблется от 2 до 7 суток, а временные границы обычно совпадают со сменой доминирующих видов планктонных водорослей. Учитывая возобновляемость экоценов при определенных экологических условиях, сукцессию фитопланктона можно представить в виде сложной спирали, в которой более крупные годовичные витки состоят из более мелких внутрисезонных.

Ключевые слова: фитопланктон, сукцессия, видовой состав, динамика развития

В озерах и водохранилищах умеренной зоны циклические изменения притока солнечной радиации, температуры, плотности толщи воды, концентрации биогенных веществ и других факторов определяют сезонные циклы развития фитопланктона. К настоящему времени достаточно хорошо изучены сезонные сукцессии фитопланктона в макромасштабе (весна, лето, осень) временной шкалы [3, 6]. Гораздо слабее изучена сукцессия фитопланктона в масштабе от нескольких дней до нескольких недель, что затрудняет прогнозирование зависящего от фитопланктона экологического состояния водоемов в реальном масштабе времени: «цветения», вторичного загрязнения, накопления альготоксинов.

В настоящее время нет единого мнения о способности фитопланктона образовывать устойчивые ассоциации водорослей, в чем-то подобные фитоценозам сосудистых растений. Относительно короткий период существования планктонных альгоценозов и быстрая смена при изменении экологических условий затрудняет их выявление.

Материал и методы исследований

В основе данного сообщения положены результаты проводившихся в районе стационара Института биологии внутренних вод РАН (ИБВВ РАН) «Сунога» в течение нескольких вегетационных сезонов ежедневных наблюдений над видовым составом и показателями обилия фитопланктона. Отбор и обработка проб проводились по принятой в ИБВВ РАН методике [2, 5]. Для анализа сезонной сукцессии планктонных водорослей, исходя из данных по составу, обилию и соотношению входящих в планктонные альгоценозы видов, использовали корреляционный, кластерный и факторный анализ.

Для сравнения степени сходства или различия между выборками фитопланктона, образованными в результате подсчета численности входящих в его состав видов, могут использоваться различные показатели. Нами для этих целей чаще всего применялся коэффициент корреляции Пирсона. Эта метрика имеет фиксированную размерность от -1 до +1, широко используется в гидробиологических исследованиях и встроена в большинство статистических пакетов. Использовались также коэффициенты абсолютного и относительного сходства А.С. Константинова [4], основанные на теории множеств, значения которых также колеблются в пределах ± 1 .

Результаты исследований и их обсуждение

В целом, внутрисезонная сукцессия литорального фитопланктона Рыбинского водохранилища протекает неравномерно [1]. Периоды его относительной стабильности, которые обычно не превышают нескольких дней, сменяются периодами более быстрых изменений сообщества. Адаптивные ассоциации водорослей к определенному комплексу средообразующих факторов, формирующиеся между периодами быстрой трансформации фитопланктона, мы предлагаем называть экоценозами [2]. Помимо фитопланктона это понятие может быть применено и к другим экологическим группировкам водорослей (перифитон, микрофитобентос), а также другим организмам. Внутрисезонную сукцессию фитопланктона как последовательность смены экоценозов можно рассмотреть на примере данных ежедневных наблюдений над фитопланктоном в литорали Рыбинского водохранилища, проводившихся нами в течение нескольких лет.

Анализируя сходство состава экоценозов в тот или иной период вегетационного сезона с подобными данными предыдущих или последующих наблюдений, нетрудно заметить определенное сходство или даже почти «повторяемость» видового состава и соотношения численности отдельных экоценозов. Так, видовой состав и соотношение наиболее массовых видов, наблюдаемые в конце мая, в значительной мере могут повторяться в течение вегетационного периода (рис. 1).

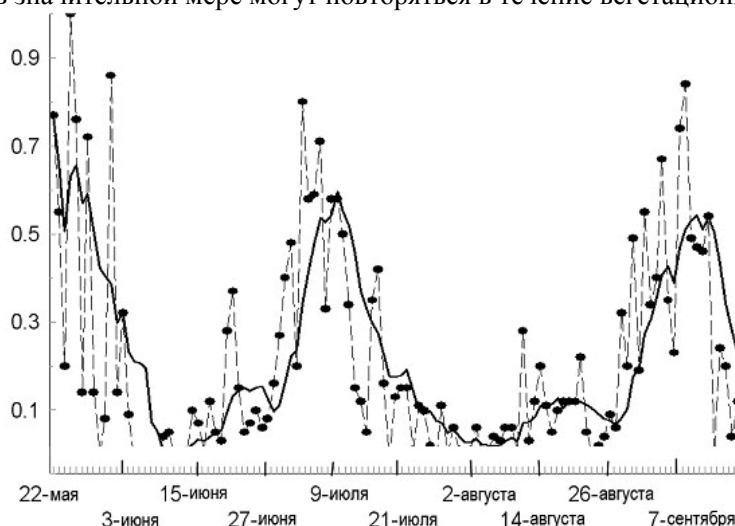


Рис. 1. Корреляция (ось ординат) видового состава и численности фитопланктона 25 мая с данными других дней наблюдений 1981 г. Пунктирная линия — фактические данные, сплошная — осреднение по 7 соседним точкам

В целом, внутрисезонная сукцессия фитопланктона, в отличие от сукцессии перифитона [2], помимо определенной цикличности не проявляла видимой направленности и характеризовалась заметной повторяемостью. Так, при кластерном анализе фитопланктон начала и середины июня может выделяться в отдельную подгруппу кластеров. Фитопланктон конца июня объединяется с фитопланктоном конца июля — начала августа, а фитопланктон середины и конца июля — с фитопланктоном конца августа. Фитопланктон середины августа объединяется с фитопланктоном середины сентября, а фитопланктон начала августа (как фитопланктон начала июня) своеобразен по

составу и объединяется с фитопланктоном начала 20-х чисел этого месяца. Факторный анализ, дополняя кластерный, подтверждает полученные выводы.

Можно предположить, что формирование адаптивных ассоциаций фитопланктона (экоценов) в значительной степени зависело от гидрометеорологических условий. Так, наиболее крупные разрывы в последовательности экоценов, судя по результатам кластерного и факторного анализа, были связаны с заметным понижением или повышением температуры воды. Напротив, судя по результатам статистического анализа, наиболее часто объединялись экоцены, формировавшиеся в сходных погодных условиях (рис. 2).

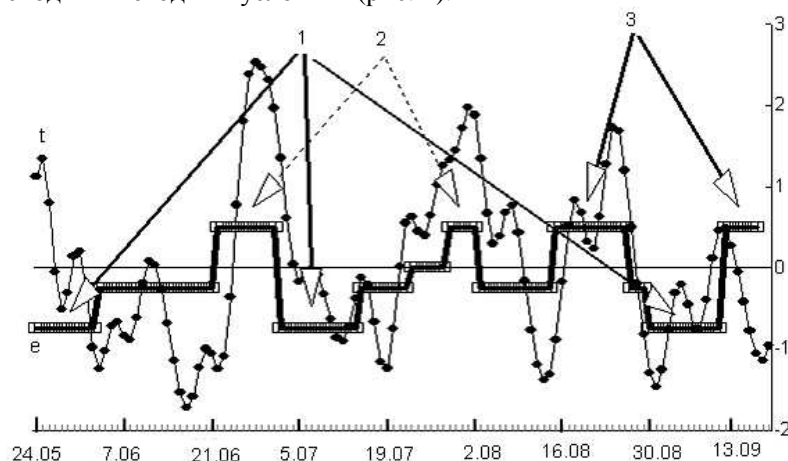


Рис. 2. Особенности объединения экоценов (стрелки) в зависимости от температуры воды (стандартизированные отклонения, t , правая ось ординат) по данным кластерного анализа. Жирной линией обозначено отклонение температурных условий периода формирования соответствующих экоценов от среднего уровня в 1981 г.

Можно предположить, что адаптивные ассоциации водорослей – экоцены – достаточно устойчивые для данного водоема ассоциации видов водорослей. Вероятно, они могут в той или иной степени возобновляться в процессе сукцессии фитопланктона в разные годы. В пользу этого предположения свидетельствует проведенный анализ состава фитопланктона разных лет исследований. Так, при кластерном анализе видового состава и численности фитопланктона в 1979–1981 гг. легко объединялись экоцены разных лет наблюдений. Помимо заметной близости состава экоценов разных лет наблюдений, развивающихся при повышенном или пониженном температурном фоне, также наблюдается ассоциированность летних экоценов, формирующихся в периоды пониженного температурного фона с весенним и осенним фитопланктоном (рис. 3).

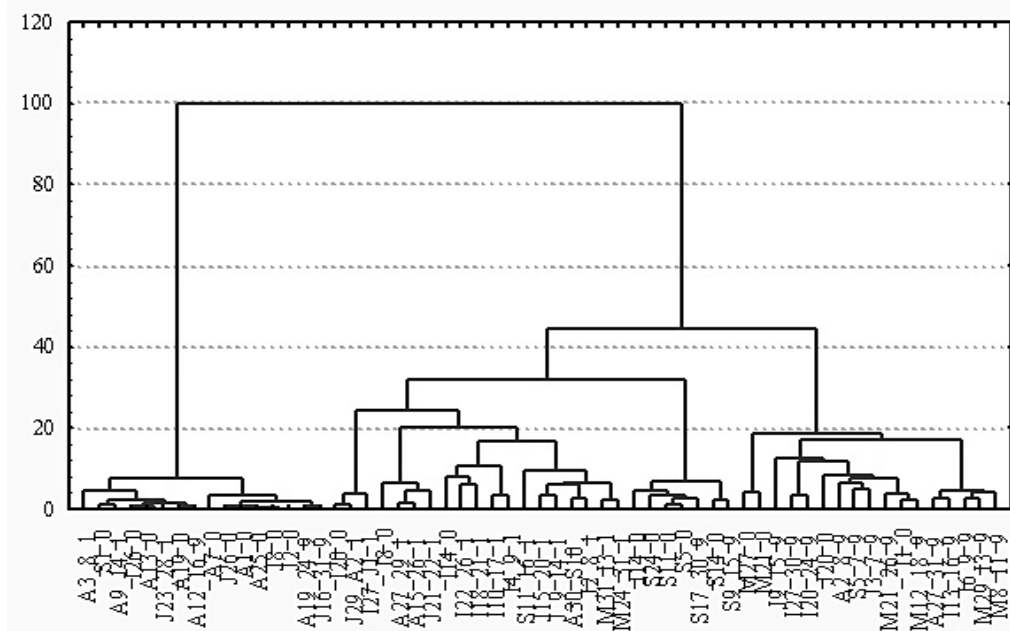


Рис. 3. Дендрограмма связей экоценов фитопланктона 1979–1981 гг. на основе анализа численности 290 таксонов водорослей: m – май, i – июнь, j – июль, a – август, s – сентябрь; 9 – 1979 г., 0 – 1980 г., 1 – 1981 г.

Выводы

Внутрисезонную сукцессию фитопланктона можно рассматривать как последовательность развития элементарных ячеек внутрисезонной сукцессии – экоценов – адаптивных ассоциаций водорослей, формирующихся при определенных экологических условиях и образующих при кластерном анализе кластеры первого (низшего) порядка. Продолжительность существования экоценов колеблется от 2 до 7 сут., что совпадает со сменой доминирующих видов планктонных водорослей.

Результаты статистического анализа свидетельствуют, что плавное течение сезонной сукцессии фитопланктона нарушается при резких колебаниях гидрометеорологических условий. Иерархическая структура экоценов и наиболее крупные разрывы в их последовательности также в значительной степени зависят от синоптических условий. Летний фитопланктон, развивающийся в периоды длительного похолодания, может проявлять значительное сходство состава с весенним или осенним фитопланктоном. Фитопланктон периодов максимального прогрева водоема также демонстрирует заметное сходство видового состава и соотношения численности доминирующих видов. Таким образом, внутри основного сезонного цикла появляются дополнительные.

Адаптивные ассоциации водорослей – экоцены, – по-видимому, являются достаточно устойчивыми для данного водоема ассоциациями видов водорослей, которые могут возобновляться в процессе внутрисезонной сукцессии фитопланктона в разные годы существования водоема в условиях повторяемости гидрометеорологических условий. Учитывая повторяемость экоценов, сукцессию фитопланктона можно представить в виде сложной спирали, в которой более крупные годовичные витки состоят из более мелких внутрисезонных.

1. Вайновский П.А. О влиянии изменчивости гидрометеорологических характеристик на фотосинтетическую активность фитопланктона / Вайновский П.А., Девяткин В.Г. // Водные ресурсы. – 1995. – Т. 22, № 4. – С. 435–438.
2. Девяткин В.Г. Структура и продуктивность литоральных альгоценозов водохранилищ Верхней Волги : автореф. дисс. ... докт. биол. наук / В.Г. Девяткин. – М.: МГУ, 2003. – 44 с.
3. Киселев И.А. Планктон морей и континентальных водоемов. Ч. 11 / И.А. Киселев. – Л.: Наука, 1980. – 440 с.
4. Константинов А.С. Использование теории множеств в биогеографическом и экологическом анализе / А.С. Константинов // Успехи современной биологии. – 1969. – Т. 67, вып. 1. – С. 99–108.
5. Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. – М.: Наука, 1975. – 240 с.
6. Reynolds C.S. Temporal scales of variability in pelagic environments and the response of phytoplankton / C.S. Reynolds // Freshwater Biology. – 1990. – Vol. 23. – P. 25–53.

В.Г. Дев'яткін

Інститут біології внутрішніх вод ім. І.Д. Папаніна РАН, Борок, Росія

ЕКОЦЕНИ ФІТОПЛАНКТОНУ

Запропоновано модель внутрішньої сезонної сукцесії фітопланктону як послідовності елементарних ланок сукцесії – екоценів – адаптивних асоціацій водоростей, які формуються за певних екологічних умов і утворюють кластери першого (нижчого) порядку. Тривалість існування екоценів зазвичай коливається від 2 до 7 діб, а часові межі, як правило, співпадають з зміною домінуючих видів планктонних водоростей.

Ключові слова: фітопланктон, сукцесія, видовий склад, динаміка розвитку

V.G. Dev'yatkin

Institute of Biology of Inside Water RAS, Borok, Russia

EKOTSEN OF PHYTOPLANKTON

The paper suggests the model of phytoplankton seasonal succession as a sequence of elementary succession nuclei – ecocoens – algal adaptive associations, developing under specific ecological conditions and forming clusters of the first (the lowest) order in cluster analysis. Ecocoens usually exist from 2 up to 7 days, and their time limits usually coincide with changes of dominant algal species in plankton. Taking into account the ecocoens being renewable under certain ecological conditions, the phytoplankton succession can be shown in the form of a complex helix, where the larger annual coils consist of smaller seasonal ones.

Key words: phytoplankton, succession, specific composition, dynamics of development

УДК [594.1: 591.9]

О.В. ДЕГТЯРЕНКО

Київський національний університет ім. Тараса Шевченка
вул. Володимирська, 60, Київ 01033, Україна

ОСОБЛИВОСТІ РОЗМІРНИХ ХАРАКТЕРИСТИК *ACROLOXUS LACUSTRIS* (LINNAEUS, 1758) (MOLLUSCA; GASTROPODA) В МАЛИХ РІЧКАХ ПІВНІЧНОГО ПРИАЗОВ'Я

В роботі приведено дані про розповсюдженню та розмірні характеристики *Acroloxus lacustris* з різних природно-географічних зон. Встановлено, що порівняно з Лісостеповою зоною та Волинським Поліссям цей вид в умовах малих річок Північного Приазов'я (Степова зона) перебуває в пригніченому стані, що пов'язано з специфікою екологічних умов у водоймах регіону.

Ключові слова: молюски, малі річки Північного Приазов'я, екологічні умови

Acroloxidae (Thiele, 1931) – невелика родина, що належить до ряду *Lymnaeiformes* (*Gastropoda*, *Pulmonata*). Молюски мають невеликі розміри – їх довжина не перевищує 8 мм. Родина відома з крейдяного періоду і розповсюджена на півночі Євразії. Типовий рід – *Acroloxus* (Beck, 1837), відмічається у всіх природно-географічних зонах України і представлений 5 видами [11]. В річках Північного Приазов'я зареєстрований один вид – *Acroloxus lacustris* (Linnaeus, 1758) [1].

Південь України є специфічним регіоном, що характеризується низкою особливостей. Насамперед, наявністю Азовського моря, що накладає відбиток на всі гідроекосистеми регіону. Крім цього, високі температури значно підвищують інтенсивність випаровування і, відповідно, солоність річок. Значних коливань зазнає також рН середовища. Певна кількість малих річок Північного Приазов'я навіть пересихає [10].

Зазначена специфіка екологічних умов регіону досліджень, мозаїчний характер поширення *Acroloxus lacustris*, його розмірні показники і стали метою дослідження.

Матеріал і методи досліджень

Збір матеріалу здійснювався протягом 2000–2008 рр. на малих річках Північного Приазов'я: Молочна, Берда, Обитічна та їх притоки, Великий та Малий Утлюк, Ташенак, Домузла, Корсак, Лозуватка. Експедиційні виїзди відбувалися в основні сезони року – навесні, влітку та восени. Стаціонарні роботи проводились на річці Молочній поблизу села Терпіння. Загалом проведено 15 експедицій, зібрано 435 проб за стандартною методикою [5]. При виявленні видової належності молюска були використані визначники [4, 11].

Результати досліджень та їх обговорення

Регіон досліджень є досить специфічним за гідроекологічними умовами. Окрім моря, суттєве значення для них мають особливості їх географічного розташування. Великий та Малий Утлюк повністю протікають по Причорноморській низовині, річки Північного Приазов'я розташовані на території двох геоструктурних регіонів [10]. Верхні їх ділянки розміщені на Приазовській височині, максимальні висоти якої досягають понад 300 м над рівнем моря. Річки, що тут протікають, мають значні ухили (Молочна до 333 см/км, Берда до 677 см/км, Обіточна до 440 см/км), а по річкових долинах на поверхню виходять кристалічні породи докембрію [1, 6, 9, 10]. В середній частині більшість річок протікають по акумулятивній рівнині Причорноморської низовини. Течія тут повільна, є заводи та заболочені ділянки. Характерним для невеликих річок Приазов'я є те, що вони мають неширокі долини; літом часто пересихають, утворюючи ланцюжки ізольованих плесів, що дуже заростають вищими водяними рослинами [10]. Нижня частина річок перебуває під постійним впливом Азовського моря. Це проявляється в постійному коливанні солоності, яке зумовлене притоками та згонами морської води.

Вивченням молюсків регіону, *Acroloxus lacustris* зокрема, присвячена досить незначна кількість робіт. В 50-х роках їх досліджували І.П. Лубянов [6, 7, 8] та Дубовський [3]; в 70-ті – В.В. Поліщук [9], а в кінці 20-го та на початку 21-го ст. – О.О. Дирипаско, В.О. Гетьманенко [2] та ін.

Літературні та наші дані свідчать про мозаїчний характер розповсюдження *Acroloxus lacustris* в досліджуваному регіоні (табл. 1).

Місцезнаходження *Acroloxus lacustris* у річках Північного Приазов'я

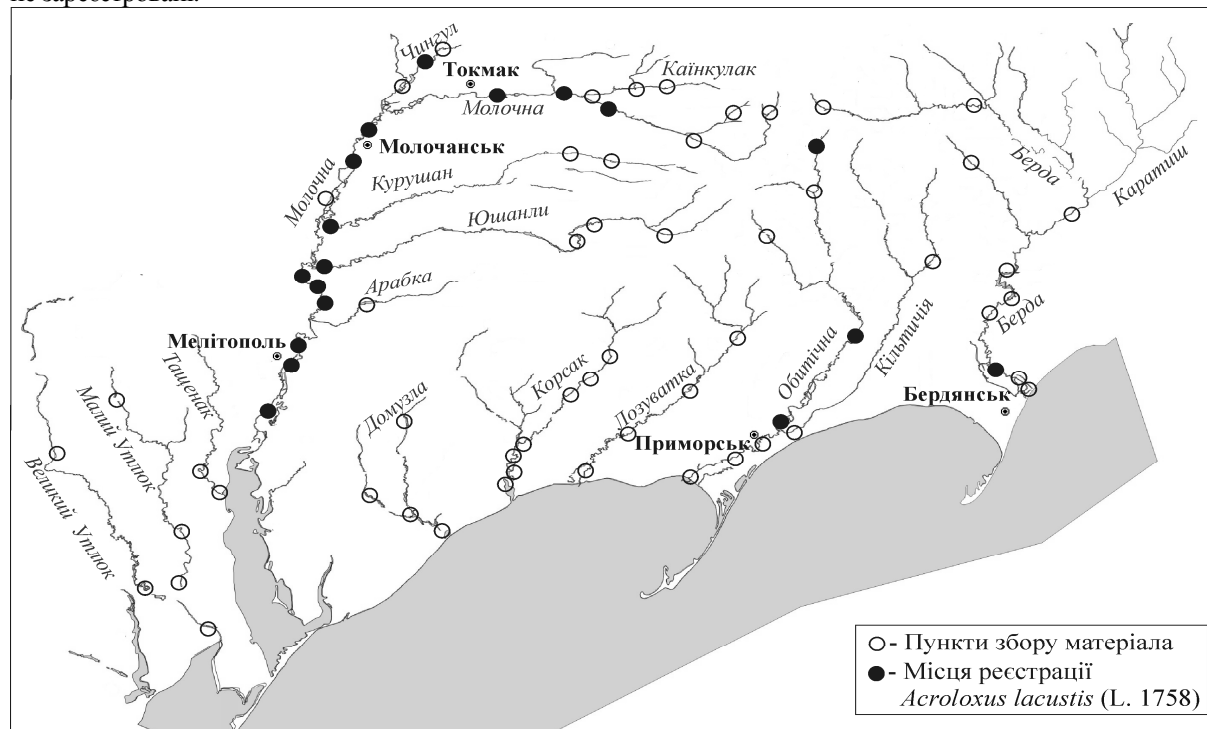
	Лубянов (1954, 1958, 1964)	Дубовський (1956)	Поліщук (1980)	Гетьманенко, Дирипаско (1998)	Наші дані (2001–2008)
Молочна	+	+	+		+
Берда	–		–		+
Обитічна	–		–	–	+
Корсак	–				–
Лозуватка	–		–		–
Малий Утлюк	–		–		–
Великий Утлюк	–		–		–
Ташенак	–				–
Домузла					–

Примітки: + – *A. lacustris* зареєстрований автором; – *A. lacustris* не зареєстрований; якщо відміток немає – це означає, що дослідження на цій річці автором не проводилися.

Улюбленими біотопами *Acroloxus lacustris* є стоячі та слабо протічні рівнинні річки, в яких швидкість течії коливається в межах від 0,01 м/с до 0,06 м/с. Тут вид досягає найбільшої чисельності та щільності популяції. При швидкості 0,1 м/с і більше він трапляється дуже рідко [12].

Протягом часу досліджень ми реєстрували цього молюска по всій течії річки Молочної – саме в ній концентрація його була найбільшою. Найвища точка місцезнаходження *Acroloxus lacustris* – село Стульневе Чернігівського району, найнижча – с. Мордвинівка Мелітопольського району Запорізької області (рис.). Крім того, щільні поселення досліджуваного молюска були і в гирлових ділянках лівих приток р. Молочної: в річках Курушан поблизу с. Кам'янське та Юшанли біля с. Зарічне Мелітопольського району Запорізької області.

В басейні річки Обитічної *Acroloxus lacustris* реєструвався на меншій кількості станцій. Поодинокі екземпляри траплялися на верхній ділянці річки – поблизу с. Обітчного Чернігівського району Запорізької області. Найбільшої кількості популяція цього молюска досягала в нижній частині – с. Партизани та с. Банівка Приморського району Запорізької області. Найменша кількість молюсків цього виду була відмічена в р. Берда – лише на одній станції поблизу с. Старопетрівка Бердянського району в нижній течії річки. В інших річках Північного Приазов'я *Acroloxus lacustris* не зареєстровані.

Рис. Розповсюдження *Acroloxus lacustris* в річках Північного Приазов'я

Серед найбільше вагомих факторів, що забезпечують життєдіяльність *Acroloxus lacustris* є мінералізація води. Ці молюски, згідно даних різних авторів, є виключно прісноводними організмами [11, 12]. Тому у високо мінералізованих водах річок Приазовського басейну вони є рідкісними, а їх популяції відрізняються низькою щільністю поселення.

Як і для більшості молюсків, стан життєвих процесів *Acroloxus lacustris* невід'ємно пов'язаний з концентрацією іонів кальцію у воді. Доведено [12], що молюски, які мешкають у м'яких водах, таких як річки Центрального Полісся, в яких концентрація кальцію найменша і становить 5–20 мг/дм³, більшу частину кальцію (70%) отримують з їжі і лише 30 % – з води. В річках Лісостепової природно-географічної зони України кількість іонів кальцію становить 30–40 мг/дм³, а у річках Волинського Полісся – 60–80 мг/дм³. Такі показники для *Acroloxus lacustris* є найоптимальнішими, і тому в цих водоймах спостерігається найбільша чисельність та щільність їх поселення, особини характеризуються найвищим темпом зросту, найбільшими абсолютними розмірами та масою черепашок (табл. 2) [12].

Таблиця 2

Розмірні показники *Acroloxus lacustris* з водойм різних природно-географічних зон України (червень)

Водойма	Місце збору матеріалу	n	Довжина черепашки		
			min	max	x±m
Волинське Полісся*					
оз. Чорне	Шацьк (В.)	19	3,5	7,2	4,7 ± 0,03
р. Вижовка	Стара Вижва (В.)	43	5,3	7,5	6,3 ± 0,08
Лісостепова природно-географічна зона*					
Озеро в лісі	пос. Брюховичи (Льв.)	43	3,9	6,8	4,9 ± 0,07
Степова природно-географічна зона**					
р. Молочна	с. Снігурівка (Зап.)	29	2,5	4,9	3,8 ± 0,12
р.Обитічна	с. Партизани (Зап.)	35	2,9	5,2	4,1 ± 0,13
р. Берда	с. Старопетрівка (Зап.)	13	2,3	4,7	3,5 ± 0,22

Примітки: * – дані Стадніченко А.П., 2006; ** – наші дані; В. – Волинська, Льв. – Львівська, Зап. – Запорізька області.

В річках Степової зони України концентрація кальцію досить висока. Крім того, вона зменшується з витoku до гирла, але потім знову незначно зростає у передгирловій ділянці. За літературними даними [10], в меженний період концентрація Ca²⁺ в р. Молочній в районах міст Токмак, Молочанськ та сіл Терпіння та Вознесенівка становить 307,2 мг/дм³; 222,8; 215,6; 219,9 мг/дм³ відповідно. В річках Обитічній та Кільтичій ці показники складають 367,2 та 535,7 мг/дм³. В інших річках (Берда, Корсак, Лозуватка) вони такі ж або дещо вищі – 361,6 мг/дм³; 616,1 і 557,2 мг/дм³ [10]. Такі концентрації негативно впливають на *Acroloxus lacustris* і він представлений пригніченими формами. На це вказують як результати наших спостережень, так і свідчення інших дослідників. Так, за даними Стадніченко А.П. [12], черепашки поліських *Acroloxus lacustris* значно менші, ніж такі у молюсків з водойм Лісостепової природно-географічної зони. Порівнявши ці результати з нашими даними, доходимо висновку, що розміри черепашок з приазовських річок навіть менші, ніж такі з Полісся (табл. 2).

Висновки

В цілому в регіоні умови існування *Acroloxus lacustris* в малих річках не є оптимальними у зв'язку з різкими коливаннями гідрологічного та гідрохімічного режимів. Встановлено, що порівняно з Лісостеповою природно-географічною зоною та Волинським Поліссям, цей вид у Північному Приазов'ї (Степова зона) перебуває в пригніченому стані.

1. Дегтяренко О.В. Розповсюдження *Acroloxus lacustris* L. 1758 (Mollusca; Gastropoda) в річках північного Приазов'я / О.В. Дегтяренко // Мат. II Міжнар. конф. «Сучасні проблеми біології, екології та хімії», 1–3 жовтн. 2009. – Запоріжжя, 2009. – С. 93–94.
2. Дирипаско О.О. Іхтіофауна та зообентос нижньої течії річки Обіточної / Дирипаско О.О., Гетманенко В.О. // Таврійський науковий вісник. – Херсон, 1998. – Вип. 7. – С. 143–149.
3. Дубовский Н.В. Животное население дна и зарослей реки Молочной и ее притоков / Н.В. Дубовский // Труды НИИ Биологии Харьковского гос. университета. – 1956. – Т. 23. – С. 93–95.

4. Жадин В.И. Моллюски пресных и солоноватых вод СССР. Определители по фауне СССР / В.И. Жадин. – М.: Изд-во АН СССР, 1952. – 374 с.
5. Жадин В.И. Методика изучения донной фауны водоемов и экологии донных беспозвоночных. Жизнь пресных вод СССР / Жадин В.И. – М.–Л.: Изд-во АН СССР. – 1956. – Т.4, вып. 1. – 382 с.
6. Лубянов И.П. Донная фауна реки Молочной / И.П. Лубянов // Зоол. журн. – 1954. – Т. 33, вып. 3. – С. 537–544.
7. Лубянов И.П. Донная фауна рек Большой и Малый Утлюк и условия ее существования / И.П. Лубянов // Науч. докл. высш. школы. – 1958. – Вып. 3. – С. 7–13.
8. Лубянов И.П. Донная фауна реки Берда и Бердянского водохранилища / И.П. Лубянов // Зоол. журн. – 1964. – Т. 43, вып. 12. – С. 1767–1772.
9. Поліщук В.В. Гідрофауна річок Північного Приазов'я та біогеографічні особливості Приазовської височини / В.В. Поліщук / Малі водойми України. – К.: Наук. думка, 1980. – С. 46–82.
10. Ресурсы поверхностных вод СССР. – Л.: Гидрометеоиздат, 1967. – Т. 6.: Украина и Молдавия. – Вып. 3. – 404 с.
11. Стадниченко А.П. Прудовиковые и чашечковые (Lymnaeidae, Acroloxidae) Украины: Моногр. / А.П. Стадниченко. – К.: Центр учебн. лит., 2004. – 327 с.
12. Стадниченко А.П. Lymnaeidae и Acroloxidae Украины: методы сбора и изучения, биология, экология, полезное и вредное значение: Моногр. / А.П. Стадниченко – Житомир: Рута, 2006. – 168 с.

О.В. Дегтяренко

Киевский национальный университет им. Тараса Шевченко, Україна

ОСОБЕННОСТИ РАЗМЕРНЫХ ХАРАКТЕРИСТИК *ACROLOXUS LACUSTRIS* (LINNAEUS, 1758) (MOLLUSCA; GASTROPODA) В МАЛЫХ РЕКАХ СЕВЕРНОГО ПРИАЗОВЬЯ

В работе приводятся материалы по распространению и размерным характеристикам *Acroloxus lacustris* в разных природно-географических зонах. Установлено, что по сравнению с Лесостепной зоной и Волынским Полесьем этот вид в условиях малых рек Северного Приазовья (Степная зона) находится в угнетенном состоянии, что связано со спецификой экологических условий в водоемах региона.

Ключевые слова: моллюски, малые реки Северного Приазовья, экологические условия

О.В. Degtyarenko

Taras Shevchenko National University of Kyiv, Ukraine

FEATURES OF SIZE DESCRIPTIONS OF *ACROLOXUS LACUSTRIS* (LINNAEUS, 1758) (MOLLUSCA; GASTROPODA) ARE IN THE SMALL RIVERS OF NORTH PRIAZOV

The paper contains data on distribution and size characteristics of *Acroloxus lacustris* in different geographic zones. It is ascertained, that this species in the conditions of Azov sea region small rivers (Steppe zone) as compared to the Forest-stepp ezone and the Marshy woodlands of Volhynia proves to be depressed due to the ecological conditions in the water-bodies of region.

Key words: fishes, small rivers of North Azov, ecological terms

УДК 574.587:282.243.7.05(285.2)

М.М. ДЖУРТУБАЕВ, Ю.М. ДЖУРТУБАЕВ, М.А. ЗАМОРОВА

Одесский национальный университет им. И.И. Мечникова

ул. Дворянская, 2, Одесса 65026, Украина

ЗООБЕНТОС ПРИДУНАЙСКИХ ОЗЁР

В придунайских озёрах выявлено 176 видов макрозообентоса, разнообразный мейобентос. Практически все виды обнаружены в Ялпуге и Кугурлуе. Определены факторы, обуславливающие видовое богатство, численность и биомассу зообентоса. Годовая продукция бентоса Котлабуха и Кагула составляет 8970 и более 12000 т соответственно.

Ключевые слова: придунайские озёра, зообентос, виды, продуктивность

Придунайские озёра, расположенные в Одесской области, – крупнейший озёрный район Украины. Площадь пяти крупнейших – Кагула, Ялпуга, Кугурлуя, Котлабуха и Китая – около 450 км², а объём – около 800 млн. м³ [7]. В озерах издавна существует рыбный промысел, вода используется для орошения, иногда – для водоснабжения, в том числе крупных населённых пунктов, например, г. Болграда.

Во второй половине XX в. сооружена система дамб для защиты прилежащих территорий от затопления в половодье. Связь озёр с Дунаем резко сократилась, осуществляется по системе протоков и каналов со шлюзами. Экосистемы озёр превращаются из лиманно-озёрных в типично озёрные [3, 6]. Историю этих водоёмов можно разделить на две неравные части – многие столетия до одамбирования и несколько последних десятилетий после сооружения дамб. Таким образом, изучение придунайских озёр, в частности, зообентоса – важной составляющей биотической компоненты их экосистем, имеют важное теоретическое и практическое значение.

Цель работы – изучить зообентос придунайских озёр в современных экологических условиях.

Материал и методы исследований

Зообентос собран в озёрах Кагул, Ялпуг, Кугурлуй, Котлабух и Китай в 2006–2010 гг. Пробы собирали круглогодично, на 58 станциях, охватывающих всю акваторию озёр. Для сбора использовали штанговый дночерпатель (0,02 м²), скребок (ширина захвата 0,3 м) и сачок из мельничного газа № 22. Всего собрано и обработано по методике [4, 5] около 800 проб макро- и мейобентоса. На прибрежном мелководье пробы собраны на глубине до 1,0; в открытых частях озёр – главным образом до 2,0–3,0 м; в Ялпуге – до 5,5 м. Доминирующий грунт – ил. В прибрежной зоне обычны обширные заросли роголистника *Ceratophyllum*.

Результаты исследований и их обсуждение

Обнаружено 176 видов макрозообентоса. Наиболее многочисленны олигохеты – 32 вида, личинки хирономид – 29, брюхоногие моллюски – 26, личинки стрекоз – 22 вида. По 8–10 видов найдено пиявок, амфипод, мизид, личинок подёнок, полужесткокрылых, двустворчатых моллюсков. Найдены также губки, турбеллярии, полихеты, изоподы, кумовые и десятиногие раки, личинки жуков, ручейники и др.

По видовому богатству макрозообентоса озёра можно разделить на три группы:

1. Ялпуг и Кугурлуй, соединяющиеся между собой и образующие единую систему. Здесь встречаются практически все найденные виды, за исключением голландского краба *Rhithropanopeus harrisi tridentata* (Maitland, 1874).

2. Кагул и Котлабух. В этих озёрах количество видов по отдельным крупным таксонам уменьшается, по сравнению с Ялпугом и Кугурлуем, на 30–35%.

3. Озеро Китай. Найдено не более 50% обнаруженных видов. В о. Китай, как было установлено в ходе исследований по международному проекту TACIS в 2001–2002 гг., наихудшая среди всех пяти крупнейших придунайских озёр гидрологическая и гидрохимическая ситуация [1]. От других озёр Китай отличается, в частности, повышенная минерализация воды, превышающая в отдельные годы в августе–сентябре в средней части и в верховье 6000 мг/дм³ (данные кафедры гидробиологии и общей экологии ОНУ). Благодаря повышенной солёности в Китае обитает голландский краб.

В целом, в прибрежной зоне – озёрной литорали – встречаются все обнаруженные в том или ином озере виды макрозообентоса. За пределами литорали количество видов сокращается, в среднем, на порядок. На прибрежном мелководье одним из важнейших факторов, обуславливающих видовое богатство, значительную численность и биомассу макрозообентоса, является наличие зарослей роголистника. В холодное время года, когда значительная его часть отмирает, даже на фрагментах мёртвых растений можно обнаружить немало видов. Влияние грунтов дна на видовой состав не столь выражено, так как на большей части акватории доминирует ил, в ряде случаев – сильно заиленный песок.

Велико значение уровня воды. При небольшом весеннем паводке на Дунае, значительном летнем испарении и отборе воды на орошение, непродолжительной работе насосных станций из-за недостатка финансирования литораль озёр оказывается вне воды. Обнажаются прибрежные участки дна шириной до 100–200 м и более. Погибает большое количество бентосных организмов, в частности, двустворчатых моллюсков *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771), обрастающих подводные части стеблей тростника, другие твёрдые субстраты. Погибает также много двустворок семейства Unionidae: перловицы *Unio*, беззубки *Anodonta*, являющиеся мощным фильтраторами. Например, на озере Кагул на таких обнажившихся участках дна находили по 1–2 мёртвых экземпляра на 1 м².

В большинстве озёр, за исключением о. Китай, отмечаем минимум количества видов в их средних частях при значительном увеличении в низовьях и верховьях. Причины такого явления, прежде всего, – более интенсивная динамика воды в местах выхода в озёра каналов, протоков, шлюзов, по которым дунайская вода поступает в низовья озёр во время паводков или вследствие работы насосных станций. В верховья большинства озёр впадают небольшие реки и каналы, что также обеспечивает перемешивание водных масс, увеличение количества растворённого в воде

кислорода. В озері Китай, очевидно, из-за підвищеної мінералізації води не спостерігається збільшення кількості видів в верхов'ї.

Середньогодові чисельність і біомаса макрозообентосу, зменшившись в 2000–2002 гг. [2], в останні роки стабілізуються. Вероятно, стан екосистем озёр, порушене спорудженням дамб, поступово відновлюється, але вже в нових умовах і в новому вигляді. Наприклад, середньогодова біомаса озера Котлабух становить більше 20,0 г/м², озера Кагул – близько 30,0 г/м². Чисельність макрозообентосу озёр в більшості випадків знаходиться в межах сотень–тисяч екз/м²; домінують олигохети, ізоподи, личинки хирономид, стрекоз, подёнок, дрібні брюхоноги, в першу чергу, *Bithynia tentaculata* (Linnaeus, 1758). В біомасі переважають двусторонні і брюхоногі молюски, личинки хирономид і стрекоз, олигохети.

Мейобентос (ев- і псевдомейобентос) в усіх озёрах представлений нематодами, дрібними поліхетами і олигохетами, гарпактикоїдами, остракодами, амфіподами, личинками хирономид, молоддю двусторонніх молюсків. Всі групи зустрічаються в усіх озёрах, в усі сезони; більшість груп – практично на всіх станціях.

По чисельності домінують нематоїди, складаючи весною до 80% загальної чисельності мейобентосу; літом і восени їх частка в більшості випадків становила 97–98%. В біомасі велике значення олигохет (30–40% загальної біомаси мейобентосу), амфіпод (до 30%), в окремих випадках – нематод (до 90% біомаси мейобентосу). Максимальна чисельність мейобентосу озёр відмічена літом. Середня чисельність по озёрах в цілому коливається від 120 тис. екз/м² весною до 380 тис. екз/м² літом, складаючи в середньому за рік близько 270 тис. екз/м². Біомаса звичайно декілька вище весною за рахунок більшої кількості олигохет і личинок хирономид – в цей сезон року вона досягає 2,0 г/м²; в середньому ж за рік біомаса становить 1,52 г/м². Зообентос – кормова база риб-бентофагов. Оцінка запасів бентосу, його продуктивності – одне з умов успішності робіт по зарибленню озёр, розвитку на озёрах рибного господарства в цілому. Проведені дослідження показали, що зообентос придунайських озёр має значущий продуктивний потенціал. Наприклад, річна продукція макрозообентосу озера Котлабух становить, за розрахунками, близько 7200 т, мейобентосу – 1770 т, в цілому, – близько 8970 т. В озері Кагул річна продукція макрозообентосу становить понад 9780 т, мейобентосу – більше 2300 т; загальна продукція зообентосу озера оцінюється більше ніж в 12000 т.

Выводы

Таким чином, зообентос – різноманітна в таксономічному плані і багата кількісно екологічна групування населення придунайських озёр. Без глибокого вивчення зообентосу неможливо повно представити характеристику озёрних екосистем.

1. Денга Ю.М. Гідрохімічний режим і кількість вод Придунайських озёр / Денга Ю.М., Медінец В.І. // Вісник Одеськ. нац. ун-ту. – 2002. – Т. 7, вип. 2. Екологія. – С. 17–25.
2. Джуртубаєв М.М. Зообентос Придунайських озёр / Джуртубаєв М.М., Ковтун О.А. // Там же. – С. 107–114.
3. Ляшенко А.В. Сапробіологічна характеристика екологічного стану озера-лімана Ялпуг по організмам макрозообентосу / Ляшенко А.В., Воликов Ю.Н. // Гідробіол. журн. – 2001. – Т. 37, № 3. – С. 74–81.
4. Методика вивчення біогеоценозів внутрішніх водоемів / Під ред. Ф.Д. Мордухай-Болтовського. – М.: Наука, 1975. – 240 с.
5. Моніторинг макрозообентосу. – Eco Grad, 2001. – TACIS, LANDELL. – 12 р.
6. Харченко Т.А. Макрозообентос лівобережних водоемів нижнього Дуная в умовах їх комплексного господарського використання / Харченко Т.А., Воликов Ю.Н. // Гідробіол. журн. – 1977. – Т.33, № 5. – С. 37–45.
7. Швебс Г.І. Каталог річок і водойм України / Швебс Г.І., Ігошин М.І. – Одеса, Астропринт, 2003. – 389 с.

М.М. Джуртубаєв, Ю.М. Джуртубаєв, М.А. Заморова
Одеський національний університет ім. І.І. Мечникова, Україна

ЗООБЕНТОС ПРИДУНАЙСЬКИХ ОЗЕР

В придунайських озерах виявлено 176 видів макрозообентосу, різноманітний мейобентос. Практично всі види знайдені в Ялпугу та Кугурлуї. Встановлені фактори, що обумовлюють видову багатість, чисельність і біомасу зообентосу. Річна продукція бентосу Котлабуха та Кагула складає 8970 т та більше 12000 т відповідно.

Ключові слова: придунайські озера, зообентос, види, продуктивність

M.M. Dzhurtubaev, Yu. M. Dzhurtubaev, M.A. Zamorova

Odesa National University named after I. I. Mechnikov, Ukraine

ZOOBENTHOS IN DANUBEAN LAKES

In Danubean Lakes were found 176 species of macrozoobentos, diverse meyo-bentos. Almost all species were found in the Yalpug and Kugurluy. There were reveal factors, which are determine diversity of species, quantity and biomass of zoobentos. The bentos year production of Kotlabuch and Kagul form 8970 t and more than 12000 t accordingly.

Key words: Danubean Lakes, zoobenthos, kinds, productivity

УДК (502.573:597.2/.5)(574.5(28):627)

В.Л. ДОЛИНСЬКИЙ

Інститут гідробіології НАН України

пр-т Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210, Україна

ДО ПИТАННЯ ПРО РОЗТАШУВАННЯ ГІДРОАКУМУЛЮЮЧИХ ЕЛЕКТРОСТАНЦІЙ НА ВОДНИХ ОБ'ЄКТАХ

Розглядаються екологічні проблеми гідроакумуючих електростанцій, причиною яких є потрапляння організмів у гідроагрегати. Аналізується розташування ГАЕС на водних об'єктах Європи. Проводиться оцінка масштабу впливу ГАЕС на їх нижні басейни. Вказано на необхідність переведення українських ГАЕС на оборотне водопостачання.

Ключові слова: гідроакумуюча, електростанція, водосховище, річка, турбіна, риба, травма, загибель

Останніми десятиліттями в усьому світі спостерігається тенденція до створення ГАЕС. Нині їх кількість наближається до 300. В Європі побудовано вже більше 100 ГАЕС, а найбільші з них досягли потужності 1800 Мвт. В Україні працюють перша в СРСР Київська ГАЕС і перші черги Ташлицької і Дністровської ГАЕС. Розпочато, але призупинене, будівництво Канівської ГАЕС. При введенні всіх 7 агрегатів найбільшою в Європі стане Дністровська ГАЕС потужністю 2800 Мвт. Зростаючі потужність і кількість ГАЕС змушують звернути пильну увагу на екологічні аспекти роботи цих гідротехнічних об'єктів.

Як виходить з назви й принципу роботи гідроаккумуляції, робочим тілом процесу нагромадження й видачі енергії є вода. Очевидно, що організми, які живуть у цій воді, втягуються потоками у помпи та турбіни, та відчувають негативний вплив гідроагрегатів.

Те, що риби, потрапляючи в турбіни, можуть травмуватися й гинути, було помічено ще на ГЕС. Спостереженнями встановлено, що залежно від висоти греблі, типу турбіни й швидкості її обертання ушкоджується до 40–90% риб. [2, 3, 5–7]. Дослідження показали наявність трьох головних причин, що приводять до травм і загибелі, а їх прояв залежить як від гідротехнічних особливостей потоку, так і від особливостей організму риб.

Механічні ушкодження наносяться в результаті безпосереднього контакту риб з лопатками турбіни або твердих поверхонь водоводів і проявляються у вигляді рваних, рубаних ран, розчленування, обірваних плавців тощо. Баричні травми виникають внаслідок різкої зміни гідростатичного тиску найчастіше в турбінному режимі. Закритоміхурові риби (окуневі) значно гірше адаптуються до такої зміни, ніж відкритоміхурові (лососеві, коропові). Це виявляється у тому, що об'єм плавального міхура збільшується аж до його розриву, відбуваються крововиливи в тканинах і органах, вилізання очей, вивертання шлунка через ротову порожнину [3]. Пухирцева хвороба виникає в результаті перенасичення (гіперсатурації) води розчиненими газами до 115–143% , що приводить до появи пухирців газу на тілі, у роті, зябрах, плавцях і в кровоносних судинах, що може привести до загибелі риб [8].

Однак, не тільки риба, але й все живе, що перебуває у воді, проходячи через гідроагрегати, зазнає згубного впливу. На високонапірних (90–100м) Красноярській та Усть-Ілімській ГЕС, наприклад, була виявлена значна смертність зоо- і фітопланктону (до 80–90%) [4]. Описані факти згубного впливу агрегатів ГЕС на водні організми ще більшою мірою проявляються на ГАЕС. Спостереження, проведені на Київській, Круониській, Жарновецькій ГАЕС, показали, що під час

роботи цих станцій травмується та гине в значних кількостях зоопланктон та риби [1, 10]. Це веде до змін біоти на популяційному, ценотичному й екосистемному рівнях, що змушує визнати існування серйозної гідробіологічної проблеми в річкових екосистемах, пов'язаної з появою й експлуатацією ГАЕС.

Якщо для ГЕС прямоточне водопостачання є невід'ємною сутністю процесу одержання енергії, то для ГАЕС це не настільки очевидно й навіть виникає питання: "Чи потрібна для роботи ГАЕС прямоточна подача води?" Як виходить з схеми роботи гідроакумулюючої станції, вода як робоче тіло, здійснює циклічний зворотно-поступальний рух з одного басейну в інший. Саме в зворотності полягає принципова відмінність ГАЕС від ГЕС. Логічно припустити, що для циклічної роботи гідроакумулюючої станції, очевидно, байдужим є джерело води й цілком можливим і достатнім є використання однієї й тієї ж маси води в замкнутому циклі.

В зв'язку з викладеним становить інтерес аналіз світового і, особливо, європейського досвіду розміщення й експлуатації ГАЕС.

Матеріал і методи досліджень

Матеріалом для дослідження послужили описи ГАЕС, отримані з літератури та електронних інформаційних джерел, супутникові фото з GOOGL MAP та топографічні карти різних країн Європи.

Результати дослідження та їх обговорення

Нині в 24 країнах Європи діють 105 ГАЕС. Особливий інтерес становлять потужні станції (>800Мвт), тому що споруджувані в Україні станції мають саме в цей діапазон потужностей. У Європі збудовано 27 станцій з такою потужністю. Аналіз розташування цих ГАЕС свідчить, що європейські станції будуються переважно в гірських умовах з використанням значних перепадів висот між верхнім і нижнім басейнами, що досягають іноді тисячі й більше метрів: Чіотас (Chiotas), Едоло (Edolo), Клезон-Диксан (Cleuson-Dixence). Варто зазначити, що для глибоких гірських водосховищ проблема збитків іхтіофауні, очевидно, не є такою гострою, як для рівнинних, у зв'язку з екологічними особливостями місцевих риб, зокрема, "крайовим ефектом" [2].

В разі необхідності гідроакумулюючі станції будуються також на рівнинах, де для них підшукуються локальні підвищення 70–170 метрів, на яких побудовані й усі українські ГАЕС. Характерною рисою європейських потужних ГАЕС є те, що більшість з них розташовані не на головних ріках, а на їх притоках різного порядку – від першого до п'ятого. На головних ріках розташовано лише сім станцій, з яких дві – Дінорвіг (Dinorwig) у Великій Британії і Жарновецька у Польщі, розміщені на невеликих річках – Сейонт довжиною 54 км, і Пясниця довжиною 29 км. Інші 5 станцій розташовані на великих, магістральних річках – Дніпро, Дністер, Південний Буг і Неман з середніми витратами в місці знаходження ГАЕС у сотні м³/с. При такому розміщенні істотно важливою з екологічної точки зору стає схема подання води – на цих станціях як нижні басейни використані (запроектовано для Канівської ГАЕС) вже існуючі руслові водосховища. Тобто, на цих п'яти станціях здійснюється прямоточне водопостачання з великих руслових водосховищ. Майже всі інші європейські ГАЕС розташовані у верхів'ях невеликих річок довжиною від декількох кілометрів та відносно невеликими витратами води. Очевидно, що розміщення ГАЕС у верхів'ях річок або на їх невеликих притоках наносить значно меншу шкоду водній фауні, ніж розміщення на руслах великих рік. Для прохідних риб ця обставина має принципове для виживання значення, бо для них зберігаються міграційні шляхи на нерест.

Можна відзначити приклади дбайливого ставлення до річкової екосистеми при будівництві ГАЕС. В Італії на 1000-мегаватній станції Презенцано (Presenzano) для нижнього басейну не стали перекидати греблею р. Вольтурно, а вирили для нього чашу у 6 млн.м³ в долині цієї річки [12]. Прикладом технічно елегантного та бережливого використання річки для формування нижнього басейну варто визнати станцію Ку-Труа-Пуен (Coo-Trois-Pont) у Бельгії, де відвели одну з численних меандрів річки Амблеве. Хоча станція зберегла гідравлічний зв'язок з рікою, вода на ГАЕС використовується в замкнутому циклі [13].

Становить інтерес оцінка впливу гідроакумулюючих станцій на нижні басейни, в яких використовуються водойми, що існували ще до будівництва ГАЕС. З цією метою необхідно порівняти об'єм води, що забирається помпами у верхній басейн (V_v) з повним об'ємом нижнього басейна (V_n). Оскільки верхні басейни ГАЕС є, зазвичай, штучними водоймами, об'єм яких планується, виходячи з потужності й часу роботи гідроагрегатів у добовому циклі, то можна прийняти, що об'єм верхнього водосховища приблизно дорівнює об'єму запомпованої води протягом 1 доби. У цьому випадку відношення V_n/V_v можна охарактеризувати як кількість діб,

необхідних для перепомпування всього об'єму нижнього басейну, що можна вважати наочною оцінкою ступіня впливу на нижню водойму (табл.).

Таблиця

Європейські ГАЕС потужністю понад 600 Мвт, в яких як нижній басейн використана існуюча водойма

ГАЕС	Рік запуску	Потужн., МВт	Водний об'єкт, водосховище	$V_{\text{н}}, \text{Мм}^3$	$V_{\text{в}}, \text{Мм}^3$	$V_{\text{н}}/V_{\text{в}}$
Ронковальгранде	1971	1040	Лаго Маджоре	37000	11,0	3363
Монтезік	1982	920	Треїоре, Кійоске	210	30,0	7,0
Жарновецька	1982	680	Пясниця, Жарновецьке	121	13,8	8,7
Дінорвіг	1982	1800	Сейонт, Ллин Періс	6,7	6,7	1,0
Круониська	2000	1600	Німан, Каунаське	462	41,0	11,2
Дністровська	2009	2268	Дністер, Буферне	77,3	38,8	1,8
Ташлицька	2006	900	П.Буг, Олександрівське	82	14,4	5,7
Канівська	проект	1800	Дніпро, Канівське	2500	46,5	53,8

Примітка: Мм^3 – млн. м^3 ; зазначені проектні потужності для Круониської, Дністровської й Ташлицької ГАЕС ще не досягнуті

Як видно, масштаб впливу ($V_{\text{н}}/V_{\text{в}}$) у різних ГАЕС надзвичайно різний і його значення коливається від 1 на Дінорвіг до 3363 на Ронковальгранде (Roncovalgrande). Тобто, на Дінорвіг вода нижнього басейну може бути повністю перепомпування у верхній басейн і скинута через турбіни назад усього за одну добу, а на Ронковальгранде для аналогічного процесу потрібно понад 9 років. У першому випадку маємо справу з технічною водоймою, у другому – впливом можна знехтувати. Значний вплив на нижній басейн справляють Монтезік, Жарновецька, Ташлицька ГАЕС, здатні перепомпувати нижні басейни приблизно протягом тижня, а Дністровська при досягненні проектної потужності перепомпує Буферне водосховище протягом 2 днів.

Проточне озеро Ллин Періс, використане як нижній басейн для станції Дінорвіг, було водоймою льодовикового походження, в якому водився арктичний голец *Salvelinus alpinus* – рідкісна для Уельсу риба. Оцінивши масштаб впливу майбутньої ГАЕС на це озеро, яка перетворить його в технічну водойму й знищить місцеву популяцію гольця, англійські іхтіологи її врятували, пересадивши цю рибу в сусідні озера [11].

Висновки

Отже, створення на невеликих річках технічних водойм для басейнів потужних ГАЕС і організація на них зворотного водопостачання є реальними. З іншого боку, існуючі в Україні станції, працюючи у прямоточному режимі, порушують вимоги ст. 96 Водного кодексу України, згідно якої “Забороняється проектування і будівництво прямоточних систем водопостачання промислових підприємств, за винятком підприємств, які за технологією виробництва не можуть бути переведені на оборотне водопостачання”. Зважаючи на масштаб впливу Ташлицької і Дністровської ГАЕС на водосховища рр. П. Буг і Дністер, необхідно ще до виходу їх на максимальну проектну потужність, провести реконструкцію, спрямовану на ізолювання їх нижніх басейнів від русел рік.

1. *Гидроаккумулирующие электростанции и жизнь гидробионтов* / И.Е. Дячук, О.Г. Кафтанникова, И.Е. Жданова [и др.] // Гидротехническое строительство. – 1986. – № 5. – С.12–14.
2. *Павлов Д.С.* Распределение рыб в Нурекском водохранилище по данным эхометрических съемок / Д.С. Павлов, А.И. Пьянов, М.П. Островский // Вопр. ихтиологии. – Т. 32, № 4. – С. 37-43.
3. *Покатная миграция молоди рыб в реках Волга и Или.* – М.: Наука, 1981. – 320с.
4. *Сорокин Ю.И.* К оценке смертности планктона в гидротурбинах высоконапорных ГЭС / Ю.И. Сорокин // Журн. общ. биологии. – 1990.– Т. 5, №5. – С. 682–687.
5. *Тихий М.И.* Пропуск рыб через турбины Волховской и Свирской гидроустановок / М.И. Тихий // Изв. оз. речн. ин-та рыбн. хоз-ва. – 1939. – Т.21. – С. 193–235.
6. *Bieniarz K. P.* Passage of fish through hydroelectric facility turbines in Poland / Bieniarz K., Epler P. // Gosp. Ryb. – 1977. – N 3. – P. 12–13.
7. *Juszczyk W.* Passage offish through die turbines of the Roznowska Dam / W. Juszczyk // Roczn. Nauk Rol. – 1951. – B.57. – 307–335 (in Polish).

8. *Weitkamp D.E.* A review of dissolved gas supersaturation literature / *Weitkamp D.E., Katz M.* // *Trans. Am. Fish. Soc.* – 1980. – N 109. – P. 659–702.
9. *Wisniewolski W.* Hydroelectric facilities and fish. / *W. Wisniewolski* // *Arch. Pol. Fish.* – 2008. – B.16, N 2. – P. 203–212.
10. *Wilkocska H.* Stan jeziora zarnowieckiego po 10 latach eksploatacji elektrowni szczytowo-pompowej / *H.. Wilkocska.* – 1996. – P.133–141.
11. *International Power.* First Hydro. ENVIRONMENTAL ISSUES [Електронний ресурс]. Доступно на: http://www.fhc.co.uk/site_map.htm
12. *Centrale di Presenzano* [Електронний ресурс]. Доступно на: <http://francorino.altervista.org/presenzano.htm>
13. *Trois-Ponts* [Електронний ресурс]. Доступно на: <http://maps.google.com/maps?client=opera&q=TROIS-PONTS&ie=utf-8&oe=utf-8&output=html>

В.Л. Долинский

Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

К ВОПРОСУ О РАЗМЕЩЕНИИ ГИДРОАККУМУЛИРУЮЩИХ ЭЛЕКТРОСТАНЦИЙ НА ВОДНЫХ ОБЪЕКТАХ

Рассматриваются экологические проблемы гидроаккумулирующих электростанций, причиной которых является попадание организмов в гидроагрегаты. Анализируется размещение ГАЭС на водных объектах Европы. Проводится оценка масштаба влияния на их нижние бассейны. Указывается на необходимость перевода украинских ГАЭС на обратное водоснабжение.

Ключевые слова: гидроаккумулирующая, электростанция, водохранилище, река, турбина, рыба, травма, гибель

V.L. Dolinski

Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

ON ISSUE OF LOCATION OF PUMPED STORAGE POWER STATIONS IN THE WATER BODIES

Ecological problems of PSPS (pumped storage power stations) operation, caused by living organisms enter facilities, are regarded. Location of PSPS in the European water bodies is analyzed. Their effect on low reservoir is evaluated. Importance to convert Ukrainian PSPS to circulating water supply is pointed.

Key words: pumped storage power stations, reservoir, river, turbine, fish, injury, death

УДК 556.53+556.52/55+574.5

С.С. ДУБНЯК

Київський національний університет ім. Тараса Шевченка
пр-т Глушкова, 2, Київ МСП-680, Україна

ЕКОЛОГО-ГІДРОМОРФОЛОГІЧНІ ДОСЛІДЖЕННЯ ДНІПРОВСЬКИХ ВОДОСХОВИЩ ЯК СКЛАДОВА ОЦІНКИ ЇХ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ

Викладені підходи до еколого-гідроморфологічних досліджень водосховищ, які пропонується виконувати в тісному взаємозв'язку з еколого-гідрологічними, з метою оцінки екологічного стану водосховищ, управління їх водними і береговими екосистемами.

Ключові слова: гідроморфологія, водосховище, екологічний стан

В Україні проблему зростаючого дефіциту водних ресурсів у 70–80-х роках ХХ ст. намагалися вирішити за рахунок підвищення водовіддачі дніпровських водосховищ та поліпшення їх природно-технічного стану. Визначальною рисою цих робіт була комплексність досліджень [1, 2]. При цьому оцінка екологічного стану водойм була виконана лише за результатами гідробіологічних досліджень. В світлі сучасних вимог до екосистемних оцінок і прогнозів такі підходи є неприйнятними, потрібна всебічна оцінка екологічного стану водосховищ як водних екосистем та їх складових структурно-функціональних одиниць.

В останні роки розроблення заходів щодо освоєння окремих частин водосховищ поставила проблему науково обґрунтованої оцінки стану їх екосистем. При цьому компоненти природного середовища і зв'язані з ними фактори можна розглядати з позиції екосистем, які вони утворюють, і тоді, ґносеологічно, екосистемні фактори поділяють на біотичні і абіотичні. Центральною позицією екосистеми є біотичний компонент.

Оцінка біотичного компоненту, як і оцінка екологічного стану водойм взагалі, є предметом гідроекологічних досліджень [3]. Водосховища при цьому розглядаються як складові частини природно-технічних систем, а саме – водні екосистеми. Останні за В.Д. Романенком [3] є цілісними системами взаємодіючих живих (біота) і неживих (абіота) компонентів їх водного середовища та прилеглих територій. Оцінка екологічного стану водойм належить до екосистемного аналізу, в межах якого розглядаються гідрологічні явища і процеси як абіотичні фактори існування водних екосистем. Абіотична роль гідроморфологічних факторів при цьому недооцінюється. Тому характеристика екологічного стану водних екосистем, насамперед водосховищ, без врахування названих факторів, на нашу думку, не може вважатись повною.

З метою розв'язання цієї проблеми пропонується доповнити екосистемний аналіз водних екосистем гідроморфологічними підходами, суть яких на прикладі дніпровських водосховищ викладена в цій статті.

Результати досліджень та їх обговорення

Останні 20 років активно формуються уявлення про водосховища як складні водні екосистеми, вивчення яких є предметом гідроекології (Одум, 1975; Піддубний 1990; Тімченко, 1990, 2006; Романенко, 2004). На стику цієї науки і гідрології виник новий науковий напрям гідрології – екологічна гідрологія, яка розглядає гідрологічні явища і процеси як екологічні фактори (Тімченко, 1992, 2006; Фашевський, 1996; Zalewski, Janauer, Jolankai, 1997), котрі взаємодіючи з біотою, формують функціональні особливості водосховищ. Базовою концепцією екологічної гідрології водосховищ є уявлення про водосховища, як про водні екосистеми, подібні до озерних екосистем [3, 4]. У формуванні біоти цих екосистем провідну роль відіграють гідрологічні явища і процеси (водообмін, гідродинаміка, фізичні явища у водній товщі). Однак, при цьому екологічна роль явищ і умов, які можна, дотримуючись усталеної в гідрології традиції, віднести до гідроморфологічних, недооцінюється або взагалі ігнорується. До цих явищ і умов відносяться структура і будова верхньої частини літосфери, форми її поверхні та процеси гідроморфогенезу.

В процесі тривалого розвитку озерних, морських і річкових екосистем внесок гідроморфологічних умов і факторів у їх екологічний стан поступово зменшувався, а на перший план вийшли гідродинамічні абіотичні фактори, які є предметом вивчення гідроекології та екологічної гідрології. Різка зміна природних умов при утворенні водосховищ, порівняно з озерами, морями і річками, визначальний вплив на формування їх біоти вихідного рельєфу вимагають враховувати при оцінці екологічного стану водосховищ гідроморфологічні фактори у взаємозв'язку з іншими абіотичними, насамперед гідродинамічними [5] факторами.

Наслідки утворення водосховища, особливо на рівнинній річці, визначаються не лише зміною гідродинамічних факторів і виникненням нового, невластивого річці, біому. Межі новоутвореної водної екосистеми і поділ її на окремі плеса, розподіл глибин і похилів рельєфу в їх межах, субстрат для формування біоти будуть визначатись протягом тривалого (сотні років) часу затопленими рельєфом і геологічною будовою річкової долини та її приток, гідроморфологічними процесами на контакті літосфери і гідросфери. Оскільки утворення водосховища призводить до різкої зміни базису місцевої ерозії [5], то вище і нижче цього базису під впливом хвиль, течій води, гравітаційних переміщень матеріалу відбувається формування такої гетерогенної поверхні, в кожній точці якої баланс енергії і маси речовини є нульовим, або близьким до такого в даний час. На озерах і морях така поверхня, як правило, уже сформувалася. Гідроморфологічні риси, успадковані водосховищем від річки, на якій воно створене, позначаються не лише на стані водної екосистеми в цілому, а і в особливостях біотопів, виразом чого є еколого-гідрологічне районування і зонування цих водойм [5]. В зонах мілководь і берегових схилів іде активний процес формування берегових відмілин і уступів, а за їх межами – кривої підпору ґрунтових вод і ерозійно-аккумулятивної активності на схилах долин і терас річки та її приток. Процеси формування ложа і берегів водосховища, підтоплення і затоплення прибережних плакорних територій, їх ерозійно-аккумулятивна препація активно впливають на умови існування біотопів як у водному середовищі, так і на прилеглий суші в їх тісному взаємозв'язку. Вивчення впливу цих процесів на стан екосистем водосховищ є предметом еколого-гідроморфологічного аналізу [6].

Оскільки берегова і плакорна екосистеми розвиваються під впливом водних мас водосховища і, водночас, впливають на його екологічний стан, то вони спільно утворюють водоохоронну зону водосховища, яка служить бар'єром на шляху забруднення акваторії і, водночас, місцем проведення як водо-, так і берегоохоронних заходів [5].

В рамках гідроморфологічного підходу до вивчення гідроекосистем розширюються просторові межі аналізу абіотичних умов середовища за рахунок берегових і плакорних зон, які прилягають до водосховища, впливають на його біоту та зазнають впливу водних мас. Прибережні території виступають як природний фільтр для перехоплення забруднень і при належному водоохоронному інженерному і біотехнічному впорядкуванні перетворюються в засіб охорони води, утворюючи водоохоронну зону водосховища. Враховуючи те, що водоохоронна зона зазнає значних забруднень і антропогенних навантажень, вона водночас стає не лише засобом, але і об'єктом охорони. Розширюються також можливості прогнозування і моделювання водних і берегових екосистем водосховищ на більш тривалі періоди часу, що важливо для перспективного господарського освоєння прибережних і берегових територій та акваторій. З цією метою можна задіяти стохастичні методи, врахувати інерційність і спрямованість процесів.

Еколого-гідроморфологічні дослідження виконуються в тісному взаємозв'язку з еколого-гідрологічними і спрямовані на аналіз екологічно важливих гідро- і морфологічних чинників і умов. З іншого боку, еколого-гідроморфологічний напрямок є місточком між гідроекологією та геоекологією, за допомогою якого можна буде: виконувати екосистемне обґрунтування раціонального використання водних та інших ресурсів водосховищ і нормального функціонування їх екосистем; оцінювати вплив інженерно-технічних рішень і заходів на екосистеми водосховищ і забезпечувати управління станом берегових і водних екосистем (екологічний менеджмент). Коротко проілюструємо це на прикладі оцінки екологічного стану верхів'я Канівського водосховища.

Згідно схеми еколого-гідрологічного районування Канівського водосховища [5], водойми придаткової мережі в межах м. Києва сформувались у верхній річкоподібній області водосховища. Для цієї області, насамперед, характерні постійні стокові течії води, інтенсивність яких суттєво коливається протягом доби в зв'язку з попусками Київської ГЕС, а також коливання рівнів води, обумовлені попусками ГЕС і експлуатаційним режимом водосховища. Гідродинамічні процеси тут обмежуються розмірами акваторії, але під їх впливом відбувається: переформування ложа і змучування наносів; абразія і ерозія берегів та акумуляція наносів в берегових зонах; затоплення і підтоплення прилеглих до берегів ділянок, активізація водно-гравітаційних процесів на схилах.

У підпертих на 1–2 м порівняно з побутовими рівнями гирлах приток Дніпра часто відшнурованих від решти русел гідроспорадами (дамбами, стінками, греблями), утворились напівпроточні водойми, де водообмін підтримується в основному попусками Київської ГЕС, інфільтрацією ґрунтових вод і стоком поверхневих вод в ці водойми як у місцеві дрени та внутрішньоводоймовою динамікою. Ложа і береги цих водойм докорінно антропогенно змінені: вони в декілька разів поглиблені і значно розширені за рахунок виїмок піщаного матеріалу; замулені, занесені і засмічені, забруднені; їх береги зазнають руйнування, а прибережні ділянки – підтоплення і затоплення.

Екологічний стан цих водойм потребує поліпшення, а їх прибережні території – водо- і берегоохоронного впорядкування. Саме до таких заток відноситься затока Берковщина на лівому березі р.Дніпро у Дарницькому районі м. Києва, оцінку екологічного стану якої виконано з урахуванням викладених вище підходів [7].

Висновки

Доцільно виділити в складі екологічної гідрології водосховищ еколого-гідроморфологічний науково-прикладний напрям, що вивчає вплив гідроморфологічних процесів і явищ на функціонування геоекосистем водосховищ, їх екологічний і природно-технічний стан [6].

Застосування еколого-гідроморфологічного аналізу для оцінки екологічного стану дніпровських водосховищ та їх окремих частин показало його актуальність, розширило можливості оцінки стану екосистем водосховищ та їх впливу на довкілля, сприяло вирішенню ряду важливих науково-технічних проблем [6].

1. Дубняк С.А. Организация и проведение мероприятий по улучшению природно-технического состояния и благоустройству водохранилищ / Дубняк С.А., Крынько И.Н. – К.: Изд. ВПМК Минводхоза СССР, 1986. – 87 с.
2. Рекомендації щодо поліпшення екологічного стану прибережних територій дніпровських водосховищ / С.А. Дубняк, А.М. Сакевич, В.М. Тімченко [та ін.]. – К.: КСІП, 1999. – 182 с.
3. Романенко В.Д. Основи гідроекології: [підручник] / В. Д. Романенко. – К.: Обереги, 2001. – 728 с.

4. Тимченко В.М. Экологическая гидрология водоемов Украины / Тимченко В.М. – К. : Наук. думка, 2006. – 384 с.
5. Дубняк С.С. Аналіз існуючих підходів до районування водосховищ та пропозиції по його удосконаленню / С.С. Дубняк // Гідрологія, гідрохімія, гідроекологія. – 2001. – Т. 2. – С.295–302.
6. Дубняк С.С. Основні положення еколого-гідроморфологічного напряму досліджень екосистем крупних рівнинних водосховищ / С.С. Дубняк // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2008. – Т. 14. – С. 62–74.
7. Екологічний стан урбанізованих заплавлених водойм. Затока Берковщина // В.М. Тимченко, П.М. Линник, В.І. Щербак [та ін.]; за ред. В.М. Тимченка, С.С. Дубняка. – К.: Ін-т гідробіології НАН України, 2009. – 68 с.

С.С. Дубняк

Киевский национальный университет им. Тараса Шевченко, Украина

ЭКОЛОГО-ГИДРОМОРФОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ДНЕПРОВСКИХ ВОДОХРАНИЛИЩ КАК СОСТАВЛЯЮЩАЯ ОЦЕНКИ ИХ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ

Изложены подходы к эколого-гидроморфологическим исследованиям водохранилищ, которые предлагается выполнять в тесной взаимосвязи с эколого-гидрологическими, с целью оценки экологического состояния водохранилищ и управления их водными и береговыми экосистемами.

Ключевые слова: гидроморфология, водохранилище, экологическое состояние

S.S. Dubnyak

Taras Shevchenko National University of Kyiv, Ukraine

ECOHYDROMORPHOLOGICAL RESEARCHES OF DNIEPER RESERVOIRS AS A COMPONENT OF THEIR ENVIRONMENTAL STATE ESTIMATION

The bases of ecohydromorphological researches of reservoirs are formulated. This researches are offered to be carried out in close interrelation with ecohydrological researches for estimation of environmental state of reservoir, and also for aquatic and coastal ecosystem management.

Key words: hydro morphology, reservoir, ecological condition

УДК 574.63;574.64

О.Я. ДУМИЧ¹, Ю.М. ЗАБИТІВСЬКИЙ², В.І. БАРАНОВ¹

¹Львівський національний університет імені Івана Франка,
вул. Грушевського, 4, Львів 79005, Україна

²Львівська дослідна станція ІРГ УААН,
вул. Львівська, 11, смт. Великий Любін 85555, Україна

ПЛАНКТОННІ ТА НЕКТОННІ УГРУПОВАННЯ У ВОДОЙМАХ НА ТЕРИТОРІЇ УКРАЇНСЬКОГО РОЗТОЧЧЯ

Описано видове різноманіття планктонних та рибних угруповань річки Шкло, Піла та водойм басейну річки Верещиця, розташованих у верхів'ї Головного Європейського вододілу на території Розточчя. Здійснена оцінка сапробності та трофності водойм за планктоном.

Ключові слова: зоопланктон, іхтіофауна, угруповання, екологічний стан

Українське Розточчя включає в себе підвищену систему пасм і горбів, розчленованих у північній частині (Балтійський басейн) широтними, а в південній частині (Чорноморський басейн) – меридіональними долинами малих річок. Виділяють Брюховецьке (або Львівське), Равське та Янівське Розточчя. З Українського Розточчя спрямовують свої води у Балтійське море через Західний Буг ріки Рата, Біла, Мошанка, Деревенка, Червонець, Кислянка, Свиня, Млинівка, Брюховичанка, Полтва і Марунька. У ріку Сян (притоку Вісли) через річку Шкло впадають води річок Розточчя, таких як Смолинка, Суха Липа, Гребелька, Завадівка, Блех, Бронка, Вонячка, Смердих. В басейн Чорного моря свої води несе ріка Верещиця з допливами рік Ставчанка та Стара Ріка [6].

Основними наслідками антропогенного навантаження на малі річки на вершині вододілу є падіння загального різноманіття рослинного і тваринного населення в інтразональних ландшафтах

річкових долин; спрощення структури гідробіоценозів у руслах річок; деградація заплавлених водойм і, як наслідок, багаторазове прискорення їх сукцесії.

Матеріал і методи досліджень

З метою оцінки стану гідрофауни цього регіону здійснено аналіз нектонних (іхтіофауна) та зоопланктонних угруповань на таких станціях: 1) верхня течія річки Шкло (100 м після витоку); 2) річка Пила між населеними пунктами Шкло і Старичі; 3) річка Шкло (с. Наконечне II); 4) озеро для рекреації (с. Верещиця), Яворівський національний природний парк (ЯНПП); 5) озеро для рибалки (с. Верещиця), ЯНПП; 6) канал Щан (с. Мор'янци).

Проби зоопланктону відбирали протягом 2008–2009 рр. загальноприйнятими у гідробіології методами [1]. Рибу ловили мальковим волоком з шириною вічка 4 мм, а також ловчим тетраедром, з довжиною плеча 0,7 м і шириною вічка 4 мм. Дані опрацьовувалися загальноприйнятими в іхтіології методами.

Результати досліджень та їх обговорення

Зоопланктон був представлений 46 таксономічними одиницями. Серед виявлених у водоймах таксонів 20 відноситься до 13 родів класу Rotatoria, що складає 43,48% від загального числа видів. З ракоподібних, зокрема з підряду Cladocera, виявлено 20 таксонів (43,48%), які належать до 15 родів, а з ряду Serranota – 6 таксонів (13,04 %), які відносяться до 6 родів.

Встановлено, що у формуванні зоопланктонної фауни водойм Яворівського НПП найбільше значення мають гіллястовусі ракоподібні та коловертки. Найбільш поширені у водоймах представники родів *Asplanchna*, *Brachionus*, *Keratella*.

Типовими пелагічними формами, які були виявлені у водоймах, були *Daphnia longispina* O.F. Müller, *Bosmina coregoni* Baird. Для мілководних і зарослих біотопів характерним є переважання представників родини Chydoridae (роди *Chydorus*, *Acroperus*, *Pleuroxus* та ін.). На цих ділянках спостерігається і максимальна чисельність гіллястовусих, яка досягала 161,20 тис. екз/м³, і біомаса – 5,26 г/м³. В угрупованнях зоопланктону домінували такі види кладоцер: *Bosmina longirostris* O.F. Müller, *Chydorus sphaericus* O.F. Müller, *Ceriodaphnia pulchella* Sars.

Веслоногі ракоподібні характеризувалися найменшою кількістю видів, проте вони були представлені рівномірно як у річкових системах (*Eucyclops serrulatus* Fischer, *Macrocyclus albidus* Jurine), так і в озерних (*Mesocyclops leuckarti* Claus, *Thermocyclops crassus* Fischer). Межі коливань показників чисельності і біомаси зоопланктону подаються у таблиці (табл. 1).

Таблиця 1

Межі коливань чисельності і біомаси зоопланктону у водоймах на території Українського Розточчя (чисельність, тис. екз/м³ / біомаса, г/м³)

Станції	Загальна	Коловертки	Гіллястовусі	Веслоногі
1	<u>0,52–5,98</u> 0,004–0,007	<u>0,05–0,06</u> < 0,001	<u>0,14–4,16</u> 0,002–0,038	<u>0,32–1,76</u> 0,002–0,040
2	<u>0,54–1,08</u> 0,005–0,007	<u>0,04–0,36</u> < 0,001–0,001	<u>0,12–0,34</u> 0,001–0,003	<u>0,38–0,40</u> 0,003–0,004
3	<u>0,08–2,40</u> < 0,001–0,017	<u>0–1,08</u> 0–0,001	<u>0,02–0,94</u> < 0,001–0,011	<u>0,14–0,38</u> 0,002–0,005
4	<u>372,33–763,52</u> 2,390–7,130	<u>40,71–370,92</u> 0,470–0,080	<u>91,35–161,20</u> 0,890–5,260	<u>87,72–231,40</u> 1,420–3,820
5	<u>154,45–254,32</u> 1,130–1,780	<u>4,76–63,15</u> 0,010–0,044	<u>60,16–117,64</u> 0,560–4,009	<u>31,15–131,92</u> 0,520–2,070
6	<u>0,10</u> 0,001	<u>0,06</u> < 0,001	<u>0</u> 0	<u>0,04</u> < 0,001

Різні водні організми виявляють різну чутливість до вмісту у воді органічних речовин і продуктів їх розпаду. У відповідності з списком видів-індикаторів, уточненим А.В. Макрушиним [2], І.Т. Олексівом [3], протягом часу спостережень у досліджуваних водоймах було виявлено 38 індикаторних видів організмів. Зокрема, олігосапробів виявили 6, о-β-мезосапробів – 10, β-мезосапробів – 11, β-о-мезосапробів – 5, β-α-мезосапробів – 5, α-р-мезосапробів – 1. Найпоширенішими видами-біоіндикаторами, тобто такими, які реєструвалися максимально у 4–5-ти з 6 станцій відбору, були *Brachionus quadridentatus*, *Keratella cochlearis*, *Bosmina longirostris*, *Chydorus sphaericus*, *Daphnia cucullata*. Зоопланктофауна складалася, в основному, з представників, які характеризують β-мезосапробні умови у водоймі.

ПРІСНОВОДНА ГІДРОБІОЛОГІЯ

Видова структура іхтіофауни у досліджуваних водоймах подана у таблиці (табл. 2). Найбільш численними видами були гірчак звичайний, який у виловах складав 70%, і пічкур звичайний. Видове різноманіття не було дуже високим (індекс Шенона складав 1,41–2,80). Іхтіоценози мали виражений плітково–карасевий склад.

Таблиця 2

Іхтіофауна у водоймах на території Українського Розточчя

№	Вид	Басейн Верешиці	р. Шкло	р. Пила	Поширення
Родина Cyprinidae					
1	Плітка звичайна (<i>Rutilus rutilus</i> Linnaeus 1758)	+	+	+	поширений
2	Краснопірка (<i>Scardinius erythrophthalmus</i> Linnaeus 1758)	+	–	–	поширений
3	Карась сріблястий (<i>Carassius gibelio</i> Bloch, 1782)	+	+	+	поширений
4	Карась звичайний (<i>Carassius carassius</i> Linnaeus 1758)	+	–	–	рідкісний
5	Вівсянка (<i>Leucaspis delineatus</i> Heckel 1843)	+	+	+	досить поширений
6	Верховодка звичайна (<i>Alburnus alburnus</i> Linnaeus 1758)	+	–	–	мало поширений
7	Лин звичайний (<i>Tinca tinca</i> Linnaeus 1758)	+	+	–	мало поширений
8	Гірчак звичайний (<i>Rhodeus sericeus</i> (Pallas, 1776)	–	+	–	поширений
9	Пічкур звичайний (<i>Gobio gobio</i> Linnaeus 1758)	+	+	–	досить поширений
Родина Cobitidae					
10	Щипівка звичайна (<i>Cobitis taenia</i> Linnaeus 1758)	+	–	–	поширений
11	В'юн звичайний (<i>Misgurnus fossilis</i> Linnaeus 1758)	+	–	–	рідкісний
Родина Balitoridae					
12	Слизик звичайний (<i>Barbatula barbatula</i> Linnaeus 1758)	+	+	+	поширений
Родина Esocidae					
13	Щука звичайна (<i>Esox lucius</i> Linnaeus 1758)	+	+	–	досить поширений
Родина Lotidae					
14	Миньок (<i>Lota lota</i> Linnaeus 1758)	+	–	–	рідкісний
Родина Percidae					
15	Йорж звичайний (<i>Gymnocephalus cernuus</i> Linnaeus 1758)	+	+	–	поширений
16	Окунь річковий (<i>Perca fluviatilis</i> Linnaeus 1758)	+	+	–	досить поширений
Родина Gasterosteidae					
17	Колючка триголкова (<i>Gasterosteus aculeatus</i> Linnaeus 1758)	+	–	+	поширений
Родина Odontobutidae					
18	Ротан звичайний (<i>Percottus glenii</i> (Dybowski, 1877)	+	+	+	поширений

Згідно класифікації [4, 5] досліджені водойми можна охарактеризувати так: на станціях 1, 2, 3, 6 розвиток зоопланктону визначається як дуже низький, а самі водойми (р. Шкло, р. Пила та канал Щан) можна охарактеризувати як оліго- і оліго-мезотрофні, води яких є дуже чистими, а їх стан – відмінним; на станціях 4 і 5 розвиток зоопланктону протягом вегетаційного періоду змінювався від нижче середнього до вище середнього, а тому ці водойми (озера для рекреації та для

рибалки) можна охарактеризувати як мезотрофні, мезо-евтрофні та евтрофні, води яких варіюють від досить чистих до помірно забруднених, а їх стан – від доброго до посереднього.

Висновки

Отже, при оцінці стану вод у водоймах на території Українського Розточчя за зоопланктоном встановлено, що у р. Шкло, р. Піла та каналі Щан води є дуже чистими, а їх стан – відмінним, а у озерах для рекреації та для рибалки – чистими або помірно забрудненими доброго або посереднього стану.

1. Киселев И.А. Планктон морей и континентальных водоемов / И.А. Киселев. – Т. 1. – Л. : Наука, 1969. – 657 с.
2. Макрушин А.В. Биологический анализ качества вод / А.В. Макрушин. – Л. : ЗИН АН СССР, 1974. – 53 с.
3. Олексив И.Т. Показатели качества вод с экологических позиций / И.Т. Олексив. – Львов: Світ, 1992. – 235 с.
4. Оксик О.П. Оценка состояния водных объектов Украины по гидробиологическим показателям / О.П. Оксик, Г.А. Жданова, С.Л. Гусынская, Т.В. Головки // Гидробиол. журн. – 1994. – Т. 30, № 3. – С. 26–31.
5. Романенко В.Д. Методичні вказівки по екологічній характеристиці якості поверхневих вод суші і естуаріїв України / В.Д. Романенко, О.П. Оксик, В.М. Жукинський [та ін.]. – К., 1994. – 43 с.
6. Яворівський національний природний парк. До 10-річчя створення / Ред. Ю. Чорнобай, О. Кагало. – Львів : ЗУКЦ, 2008. – 166 с.

О.Я. Думич¹, Ю.М. Забытиский², В.И. Баранов¹

¹Львовский национальный университет им. Ивана Франко, Украина

²Львовская опытная станция ИРХ НААНУ, Украина

ПЛАНКТОННЫЕ И НЕКТОННЫЕ ГРУППИРОВКИ В ВОДОЕМАХ НА ТЕРРИТОРИИ УКРАИНСКОГО РОЗТОЧЬЯ

Описано видовое разнообразие планктонных и рыбных сообществ рек Шкло, Піла и водоемов бассейна реки Верещица, расположенных в верховье Главного Европейского водораздела на территории Розточья. Сделана оценка сапробности и трофности водоемов по планктону.

Ключевые слова: зоопланктон, ихтиофауна, группировка, экологическое состояние

О.Я. Думич¹, Ю.М. Забытиский², В.И. Баранов¹

¹ Ivan Franko National University of L'viv, Ukraine

² Lviv Experimental Station of IFE NAASU, Ukraine

PLANKTONIC AND NEKTONIC GROUPMENT IN RESERVOIRS ON TERRITORY OF UKRAINIAN ROZTOCHCHYA

It was described the species diversity of plankton and fish communities of Shklo and Pyla Rivers and Vereshchitsya River basin reservoirs, which are located in the upper part of the main European Watershed on Roztochchya area. It has been made water-bodies saprobic and trophic assessment by plankton.

Key words: zooplankton, fish, groupment, ecological state

УДК 575.23:582.951.4

Е.Л. ЕРМАКОВ, О.О. РУСАНОВСКАЯ

Научно исследовательский институт биологии при Иркутском госуниверситете
ул. Ленина, 3, а/я 24, Иркутск 664003, Россия

СЕЗОННАЯ ДИНАМИКА ИЗМЕНЧИВОСТИ КОЛИЧЕСТВЕННЫХ МОРФОЛОГИЧЕСКИХ ПРИЗНАКОВ *EPISCHURA BAICALENSIS* SARS В ЮЖНОБАЙКАЛЬСКОЙ ПРИРОДНОЙ ПОПУЛЯЦИИ

Исследована сезонная динамика изменчивости количественных морфологических признаков у самок и самцов 6, 5-копеподитных стадий *Epischura baicalensis*. Обнаружено выраженное сезонное изменение структуры популяции, специфичное для каждого признака и поло-возрастной категории. Обсуждаются проблемы сезонного полиморфизма в популяциях рачка.

Ключевые слова: эпишура, копеподиты, количественные морфологические признаки, популяция, полиморфизм

Эндемичный зоопланктонный рачок *Epischura baicalensis* Sars 1900 (Copepoda, Calanoida) является одним из наиболее подробно изученных байкальских организмов [1–6]. Однако последние 20 лет исследований этого вида современными методами и подходами показали, что наши знания о нём имеют весьма общий характер. При точных оценках и прогнозах такой уровень изученности недостаточен. Очень много спорных вопросов накопилось в популяционной биологии эпишуры, регуляции численности популяции, влиянии экологических и селекционно-генетических факторов, характеристике жизненного цикла [5]. Одним из спорных вопросов жизненного цикла эпишуры является количество генераций рачка в течение года, а также полиморфизм по размерам тела особей из зимней и летней генераций, ранее установленный Э.Л. Афанасьевой на взрослых самках [1, 3–5, 8]. Мы попытались проверить факт наличия зимне-летнего полиморфизма у взрослых самцов, а также у самок и самцов 5-й копеподитной стадии. С этой целью мы предприняли исследование сезонной динамики изменчивости нескольких морфометрических признаков у рачков двух копеподитных стадий и обоих полов в южнобайкальской популяции эпишуры.

Материал и методы исследований

Материалом исследования стали зоопланктонные пробы, которые отбирали в 2004 г. в пелагиали Южного Байкала на станции №1 НИИ биологии, расположенной в пос. Большие Коты на расстоянии 2,7 км от берега (51°54'105" с.ш., 105°04'235" в.д.) в слое 0-250 м над глубиной 800 м. Отлов осуществляли сетью Джеди с диаметром входного отверстия 37,5 см, ячеи – 0,099 мм [6], после чего организмы наркотизировали карбонизированной водой и фиксировали в 4 % растворе формальдегида. Исследовали по 50 самок и 50 самцов 6-й и 5-й копеподитных стадий по четырём сезонам: весне (28 мая), лету (21 июля), осени (14 ноября) и зиме (2 декабря). Всего было измерено 560 особей. Морфологический анализ включал оценку трёх мерных признаков: длины головогруди (ДГ), длины каудальной щетинки (ДКЩ) и длины 2-го экзоподита 5-й пары плавательных ног (ДН). Признаки ДКЩ и ДН измерялись с левой и правой сторон тела, за варианту принимали сумму измерений признака на особь. Вследствие резко выраженного полового диморфизма 6-й стадии (взрослые рачки) у самок не учитывали ДКЩ, а у самцов ДН. Все измерения проводили под микроскопом марки «Carl Zeiss Jena» при увеличении 10×6,3 в единицах шкалы окуляр-микрометра.

Результаты обработаны стандартными статистическими методами [7] с использованием пакета программ “Excel 2002, 10.0”.

Результаты исследований и их обсуждение

Для оценки изменчивости исследованных морфологических признаков использовали статистическую группировку данных и вычисление коэффициентов вариации (CV). С помощью метода группировки мы оценивали фенотипическую структуру популяции. Этот метод является весьма эффективным для оценки полиморфизма природных популяций. Группировку осуществляли отдельно по каждому признаку и поло-возрастной категории. Данные за четыре сезона объединялись в один массив и группировались по общей шкале. Во всех случаях, учитывая размер выборки (200 вариант) вариационный ряд разбивали на 5 классов: 1-й (очень мелкие размеры признака), 2-й (мелкие), 3-й (промежуточные), 4-й (крупные) и 5-й (очень крупные). Такой подход позволяет зафиксировать сезонные перегруппировки в конкретных фенотипических классах. Для того, чтобы наши результаты можно было сопоставить с результатами Э.Л. Афанасьевой, мы оценивали морфологические признаки и у взрослых самок, которые, в нашем случае выполняли роль контроля. Признак ДГ чётко коррелирует с общими размерами, поскольку сам является длиной важнейшего компартмента тела ракообразного. По всем признакам и с помощью критерия хи-квадрат было установлено статистически достоверное изменение структуры при переходе от сезона к сезону.

По ДГ у самок весной модальным является 1-й размерный класс, 5-й класс полностью отсутствует, летом наблюдается бимодальность в классах 2-й и 4-й. Осенью и зимой структура однотипна: модальный класс – 4-й, в 1-й особи или отсутствуют или единичны. Эти перегруппировки вполне соответствуют ранее выявленным закономерностям, согласно которым размеры ДГ у самок увеличивается от весны – к лету и далее – к осени, в осенне-зимний период оставаясь постоянным. Сходная динамика наблюдается у самцов, при этом в весенне-летний период размеры ДГ очень мелкие, а в осенне-зимний – промежуточные или крупные. Очень любопытной особенностью структуры ДГ по самцам является наличие бимодальности

распределения весной и летом. В обоих случаях модальными были 1-й и 3-й классы. Сезонная динамика самок и самцов 5-й копепоидитных стадий по ДГ противоположна динамике, выявленной у взрослых особей. Так, в весной и летом модальными чаще всего бываю 3-й и 5-й классы. Исключение составляют самки в летней выборки, где наблюдаются две моды 2-й и 5-й классы. Осенью и зимой мода смещается в сторону более мелких размеров. Таким образом, у особей 5-й копепоидитной стадии весной и летом размеры ДГ крупные, а осенью и зимой – мелкие.

Два других признака: ДКЩ и ДН относятся к так называемым «отросткам» и, очевидно, выполняют функцию локомоции. 5-я пара плавательных ног у взрослых стадий несёт репродуктивную функцию. Вероятно, эти признаки не имеют чёткой взаимосвязи с размерами тела, но они также могут обнаруживать сезонную динамику, у ветвистоусых ракообразных называемую цикломорфозом [9].

При анализе структуры этих признаков оказалось, что чёткие закономерности сезонной перегруппировки отсутствуют. По ДКЩ характерны весьма существенные перегруппировки от сезона к сезону, поэтому каждый сезон имеет свою специфическую моду. По ДН структура, напротив, очень консервативна и почти всегда модой является 4-й класс. Выше описанная для ДГ бимодальность встречается только у самцов 5-й копепоидитной стадии по ДКЩ. Характерно, однако, что и в этом случае бимодальность обнаружили только у летней выборки.

Анализ CV показал (табл.), что по ДГ изменчивость всегда максимальна летом. По ДКЩ и ДН максимальная в году изменчивость встречается осенью и, в некоторых случаях – летом. Изменчивость взрослых особей, независимо от признака и сезона всегда выше, чем у копепоидитов 5-й стадии. Оценка CV по отдельным структурным классам показала, что в ряде случаев обнаруживается труднообъяснимый феномен бимодальной изменчивости. Т.е. высокая изменчивость характерна для класса с промежуточными значениями признака, а также для классов с очень высокими или/и очень низкими значениями.

Таблица

Сезонная динамика CV количественных морфологических признаков *Epischura baicalensis* Sars у особей разных половозрастных категорий в южнобайкальской природной популяции

Признак	Сезон	Поло-возрастная категория			
		взрослые		5-я копепоидитная стадия	
		самки	самцы	самки	самцы
ДГ	Весна	3,71±0,963	4,55±1,005	2,03±0,512	2,38±0,352
	Лето	4,04±0,448	4,64±0,608	2,90±0,574	2,72±0,325
	Осень	4,33±0,808	4,13±0,679	3,13±0,751	2,51±0,449
	Зима	4,14±0,519	2,92±0,340	3,53±0,220	2,67±0,357
ДКЩ	Весна	–	3,23±1,011	3,00±0,264	2,73±0,242
	Лето	–	2,68±0,396	2,03±0,645	3,19±0,352
	Осень	–	3,66±0,738	4,11±0,492	2,77±0,404
	Зима	–	2,61±0,405	3,56±0,211	3,07±0,423
ДН	Весна	3,64±0,975	–	3,36±1,097	3,37±0,756
	Лето	4,62±0,731	–	4,33±0,598	3,34±0,376
	Осень	2,16±0,826	–	4,59±0,426	4,92±1,569
	Зима	3,53±0,289	–	4,18±1,463	4,11±1,805

Выводы

Таким образом, закономерности сезонной динамики размеров тела, установленные Афанасьевой, справедливы только для взрослых особей. У копепоидитов «зимние» - крупные, а «летние» – мелкие. Болагаем, что интенсивное перемешивание поверхностных вод в период весенней гомотермии, происходящее в самый разгар активной жизнедеятельности эпишуры, является мощным деструктивным фактором, уничтожающим значительную часть популяции. Это отражается на популяционной структуре в виде характерного «провала» по ДГ летом, а по ДКЩ и ДН – и осенью. Вполне логично подкрепляется данные по бимодальности структуры информацией по общей изменчивости, которая максимальна в те сезоны, когда наблюдается бимодальность. Возможно, что высокая изменчивость в летне-осенний период связана с максимальной численностью популяции в это время года.

Большая изменчивость взрослых по сравнению с копеподами 5-й стадии, очевидно свидетельствует о значительных различиях в продолжительности развития копеподитных стадий и продолжительности жизни взрослых рачков.

1. Афанасьева Э.Л. Биология байкальской эпишуры / Э.Л. Афанасьева. – Новосибирск: Наука, 1977. – 144 с.
2. Измestьева Л.Р. Зоопланктон Южного Байкала в районе антропогенного воздействия / Л.Р. Измestьева // Мат-лы конф. “Проблемы экологии”, чтения памяти проф. М.М. Кожова. – Новосибирск, 1998. – 58–60 с.
3. Кожов М.М. Биология озера Байкал / М.М. Кожов. – М.: Изд-во АН СССР, 1962. – 313 с.
4. Кожова О.М. Экологический мониторинг озера Байкал / Кожова О.М., Бейм А.М. – Новосибирск: Наука, 1993. – 350 с.
5. Наумова Е.Ю. Жизненные циклы и морфология представителей рода *Epischura Forbes, 1882 (Copepoda: Calanoida)*: автореф. дисс. ... канд. биол. наук / Е.Ю. Наумова. – Иркутск, 2006. – 23 с.
6. Пислегина Е.В. Мониторинг зоопланктона пелагиали Южного Байкала: автореф. дисс. ... канд. биол. наук / Е.В. Пислегина. – Иркутск, 2005. – 18 с.
7. Рокицкий П.Ф. Биологическая статистика / П.Ф. Рокицкий. – Минск: Вышэйш. школа, 1973. – 320 с.
8. Тимошкин О.А. Атлас и определитель пелагиобиев Байкала (с краткими очерками по их экологии) / О.А. Тимошкин, Г.Ф. Мазепова, Н.Г. Мельник [и др.]. – Новосибирск: Наука, Сибирская издательская фирма РАН, 1995. – 694 с.
9. Dodson S.I. Cyclomorphosis in *Daphnia galeata mendotae* Birge and *D. retrocurva* / S.I. Dodson // Freshwater Biol. – 1988. – Vol. 19, N 1. – P. 109–114.

Є.Л. Ермаков, О.О. Русановська

Науково дослідницький інститут біології при Іркутському держуніверситеті, Росія

СЕЗОННА ДИНАМІКА МІНЛИВОСТІ КІЛЬКІСНИХ МОРФОЛОГІЧНИХ ОЗНАК *EPISCHURA BAICALENSIS* SARS В ПІВДЕННОБАЙКАЛЬСЬКІЙ ПРИРОДНІЙ ПОПУЛЯЦІЇ

Вивчена сезонна динаміка мінливості численних морфологічних ознак у самок і самців копеподитних стадій *Epischura baicalensis*. Знайдено виражену сезонну зміну структури популяції, специфічну для кожної ознаки і статеві-вікової категорії. Обговорені проблеми сезонного поліморфізму у популяціях рачка.

Ключові слова: епішура, копеподити, кількісні морфологічні ознаки, популяція, поліморфізм

E.L. Ermakov, O.O. Rusanovskaya

Scientific Research Institute Biology at Irkutsk University, Russia

SEASONAL DYNAMICS OF CHANGEABILITY OF QUANTITATIVE MORPHOLOGICAL SIGNS OF *EPISCHURA BAICALENSIS* SARS IN SOUTH BAYKAL NATURAL POPULATION

Seasonal dynamics of quantitative morphological traits variability on females and males of 6, 5 copepodite stages of *Epischura baicalensis* was study. It was obtained strong seasonal change of the population structure which specific for the single trait and the age-sexual category. Problems of seasonal polymorphism on an epischura populations was discussed.

Key words: epishura, copepodidae, quantitative morphological signs, population, polymorphism

УДК 594.141+591.15+591.5

Т.В. ЄРМОШИНА, О.В. ПАВЛЮЧЕНКО

Житомирський державний університет ім. Івана Франка
вул. В. Бердичівська, 40, Житомир 10008, Україна

БІОТОПІЧНИЙ РОЗПОДІЛ ТА МОРФОЛОГІЧНА МІНЛИВІСТЬ ВИДІВ РОДУ *UNIO* ФАУНИ УКРАЇНИ

Досліджено внутрішньовидову і міжвидову мінливість ознак черепашки прісноводних двостулкових молюсків роду *Unio* та розраховано морфометричні індекси черепашок. Вивчено кольоровий поліморфізм черепашок. Визначено вікову структуру малакоценозів перлівниць водойм України.

Ключові слова: морфологічна мінливість, морфометричні індекси, поліморфізм

Молюски родини Unionidae відіграють велику роль у прісноводних екосистемах, в яких вони складають значну частину біомаси бентосу. Нині немає єдиної точки зору на систематику представників цієї родини. У систематиці перлівницевих звичайно користуються порівняльно-морфологічним методом, в основі якого лежить виявлення особливостей їх черепашки [3, 6]. Мінливість конхіологічних ознак цих молюсків стала однією з причин протиріч між різними таксономічними системами Unionidae. Більшість європейських дослідників визнають для Східної Європи (включно і для України) три поліморфних види роду *Unio* [4, 5], а вітчизняні вчені відмічають у водоймах України 6 видів цього таксону [2, 3]. В цілому серед двостулкових молюсків різні складові мінливості (індивідуальної, вікової, географічної і т. д.) вивчено недостатньо.

Метою дослідження стало визначення морфометричних характеристик перлівницевих роду *Unio* та параметрів поліморфізму популяцій цих молюсків.

Матеріал і методи досліджень

Матеріалом слугували 547 екземплярів молюсків, зібраних протягом 2005–2010 рр. в р. Тетерів (м. Житомир, с. Тетерівка Житомирської обл.), р. Гнилоп'ять (с. Хажин Житомирської обл.), р. Серет (м. Чортків Тернопільської обл.), р. Південний Буг (м. Хмільник Вінницької обл.), р. Дністер (с. Нижнів Івано-Франківської обл.), р. Дунай (м. Вилкове Одеської обл.), р. Псел (м. Суми), р. Рось (с. Косівка Київської обл.), р. Збруч (м. Скала-Подільська Тернопільської обл.). За допомогою штангенциркуля вимірювали довжину (L, мм), висоту (H, мм) та опуклість черепашки (S, мм). Фіксували дані щодо забарвлення черепашки. Розраховували морфометричні індекси як співвідношення вказаних вище показників, а саме H/L, S/H, S/L. Дані морфометричних спостережень обробляли методами варіаційної статистики з застосуванням дискримінантного аналізу.

Результати досліджень та їх обговорення

Нами проаналізовано мінливість розмірних співвідношень та кольоровий поліморфізм у видів роду *Unio* (*Unio tumidus*, *U. conus*, *U. pictorum* та *U. rostratus*) з водойм різних областей України.

Вивчено вікову структуру популяцій перлівниць за співвідношенням вікових груп – молоді (1–3 роки): середнього віку (4–6 років): старша група (старше 7 років). У вибірках з різних біотопів виявлені молюски віком від 2 до 9 років. Більшу частину досліджених біотопів населяють популяції, в структуру яких входять представники всіх вікових груп (0,1–0,2:1:0,1–0,6). В річках Серет (*U. pictorum*, *U. conus*), Південний Буг (*U. rostratus*, *U. tumidus*), Гнилоп'ять та Рось (*U. tumidus*), Псел та Тетерів в межах села Тетерівка (*U. pictorum*) наявні тварини середнього й старшого віку (0:1:0,1–0,8). Можливо, забруднення та зарегулювання річок, які призводять до заростання рослинністю і замулення водойм, негативно впливають на репродуктивні функції перлівниць або молоді особини часто гинуть в таких умовах. Поповнення ж чисельності молюсків, імовірно, здійснюється ззовні (за рахунок течії води). В межах сіл Хажин і Тетерівка серед особин *U. rostratus* та *U. conus* зареєстровані представники лише середнього віку, які є найстійкішими до негативних впливів зовнішнього середовища. В річках Дунай (*U. pictorum*, *U. conus*), Рось та Збруч (*U. pictorum*) присутня найбільша частка молодих особин (0,3:1:0,3), що вказує на найкраще оновлення популяцій в цих біотопах порівняно з іншими. Причиною такого стану є те, що ці річки чисті з прозорою прохолодною водою та швидкою течією.

Для українських популяцій молюсків роду *Unio* характерна значна мінливість і за розмірами, і по забарвленню черепашки. На дослідженій території зустрічаються тварини дев'яти морфотипів забарвлення: 1) жовтий з невеликою кількістю коричневого забарвлення (інколи з зеленим відтінком); 2) жовтий з невеликою кількістю коричневого забарвлення та зеленими променями; 3) жовто-коричневий (однакові частки); 4) коричневий з жовто-зеленим (однакові частки); 5) коричневий з жовто-зеленим (однакові частки) та жовтими променями; 6) жовто-коричневий (однакові частки) з зеленими променями; 7) коричневий з жовтими променями; 8) коричневий з невеликою часткою жовтого забарвлення; 9) темно-коричневий.

Переважну частину популяцій перлівниць складають особини з жовто-коричневим загальним фоном забарвлення (зустрічальність становить 50,0%), друге місце за поширеністю займає перший морфотип (28,6%). Однаковими частками в популяціях представлені четвертий, шостий та восьмий морфотипи (по 17,9%). Рідше зустрічаються п'ятий та дев'ятий морфотипи (по 14,3%), найменша зустрічальність характерна другому та сьомому морфотипам (по 3,6%).

Поліморфізм забарвлення у *U. pictorum* та *U. rostratus* проявляється слабкіше, ніж у *U. tumidus* та *U. conus*. Так, серед особин *U. rostratus* виділено два морфотипи (1, 3), *U. pictorum* – чотири (1, 3, 8, 9), *U. tumidus* та *U. conus* – по сім (3, 4, 5, 6, 7, 8, 9 та 1, 2, 3, 4, 5, 6, 8 відповідно)

Обрані для дослідження морфометричні ознаки є відносно стабільними. Для більшості видів десяти вивчених біотопів коефіцієнт варіації не перевищує 10%. Найбільш мінливі ознаки мають *U. pictorum* з р. Збруч (CV=11,2–13,5%), р. Дністер (CV=13,3–16,2%) та р. Серет (CV=18,0–19,5%), *U. rostratus* з р. Збруч (CV=11,1–13,8%), *U. conus* з р. Серет (CV=10,1–13,9%) та р. Південний Буг (CV=12,3–13,7%), *U. tumidus* з р. Південний Буг (CV=10,3–13,1%). Низька варіабельність характерна також морфометричним індексам (CV=2,5–9,8).

Межі варіювання таких ознак як довжина (L), висота (H) і опуклість (S) черепашки для *U. pictorum* становлять 55,6–91,9 мм, 25,9–40,2 мм та 8,9–15,2 мм відповідно, для *U. rostratus* – 73,6–79,6 мм, 31,7–34,5 мм та 10,9–13,5 мм, *U. conus* – 47,9–78,8 мм, 24,7–40,4 мм та 8,7–15,5 мм, *U. tumidus* – 67,4–84,9 мм, 36,3–43,4 мм та 14,5–17,4 мм.

В окремих випадках географічна близькість вибірок визначає їх подібність, проте велику схожість демонструють також і вибірки з віддалених районів, що може бути обумовлено мешканням молюсків в близьких кліматичних умовах. Так, майже однакові за розмірами перлівниці з р. Тетерів (м. Житомир, с. Тетерівка), р. Рось (с. Косівка), р. Південний Буг (м. Хмільник), р. Збруч (м. Скала-Подільська). Єдиною відмінністю представників *U. pictorum*, *U. rostratus*, *U. conus* з р. Рось та *U. pictorum* з р. Збруч була довша черепашка при інших подібних показниках. Припускають [1], що зниження росту в висоту по відношенню до росту черепашок у довжину можна розглядати як прояв морфологічної адаптації до високої швидкості течії.

Молюски з р. Гнилоп'ять (с. Хажин) краще ростуть в довжину, висоту і ширину, на що вказують довші на 9,1–26,0%, вищі на 8,8–19,6% та опукліші на 6,9–29,9% черепашки видів роду *Unio*. Аналогічні параметри довжини та висоти при середніх значеннях опуклості зафіксовані для *U. conus* з річок Дністер (с. Нижнів) та Дунай (м. Вилкове). З останніх двох біотопів зібрані *U. pictorum*, які мають найбільші значення довжини та висоти черепашки.

Найдрібніші молюски виявлені в річках Серет (м. Чортків) та Псел (м. Суми). Щорічні лінії приросту черепашки у таких екземплярів розташовуються щільно одна до одної. Значення довжини черепашки *U. pictorum* становлять 55,6–66,2 мм, висоти – 25,9–28,4 мм, опуклості – 8,9–10,3 мм, довжини черепашки *U. conus* – 47,9–52,6 мм, висоти – 24,7–27,5 мм, опуклості – 8,7–9,3 мм. Крім того, в р. Серет багато молюсків є деформованими. Це може бути пов'язано з малими розмірами річки та наявністю на її дні великого каміння, яке заважає нормальному росту молюсків.

Виявлено статистично вірогідні відмінності між значеннями досліджених показників у молюсків, зібраних з усіх біотопів. Так, порівняно з іншими видами роду *Unio* меншу на 12,0–16,5% довжину черепашки має *U. conus*, більшу висоту на 13,2–17,0% та опуклість на 22,2–24,2% має *U. tumidus*.

Таблиця

Морфометричні індекси ($X \pm m_x$) молюсків роду *Unio*

Вид	<i>U. pictorum</i>	<i>U. rostratus</i>	<i>U. conus</i>	<i>U. tumidus</i>
H/L	0,44±0,03	0,43±0,02	0,51±0,03	0,51±0,03
S/H	0,38±0,03	0,37±0,03	0,37±0,03	0,40±0,02
S/L	0,17±0,02	0,16±0,02	0,19±0,02	0,20±0,01

Межі мінливості індексів у близьких видів, як правило, перекриваються (табл.). З'ясувалося, що молюски *U. tumidus* та *U. conus* мають відносно високу й коротку (клиноподібну) черепашку (значення індексу H/L становить 0,51), а черепашка *U. pictorum* низька й витягнута (H/L=0,43–0,44). Міжвидові відмінності встановлені й за формою дорзовентрального перерізу черепашки (індекс S/L): перлівниця довгодзьоба та перлівниця важка мають плоску черепашку, а перлівниця серповидна найбільш опуклу, у той же час перлівниця борисфенова займає проміжне положення по ступені опуклості черепашки.

За допомогою дискримінантного аналізу, що врахував три морфологічні ознаки, з достатнім ступенем надійності ідентифікується *U. pictorum* (87,7% особин), а до *U. rostratus* віднесено лише 4,2%. Переважна частина молюсків, визначених як *U. rostratus*, не відрізняються від попереднього виду. Ступінь ідентифікації *U. conus* становить 81,3%, *U. tumidus* – 48,6%. За врахування всіх морфометричних індексів дискримінантним аналізом надійно вирізняється тільки *U. pictorum* (відсоток правильних класифікацій становить 92,2%), а *U. conus* ідентифікується на 76,5%, *U. tumidus* – 38,6%, а *U. rostratus* – лише на 2,8%. При порівнянні за допомогою дискримінантного аналізу досліджених параметрів на рівні підродів точність визначення зростає: для *U. pictorum* (з *U. rostratus*) – 91,4–92,1%, для *U. tumidus* (з *U. conus*) – 89,1–91,1%.

Висновки

Для українських популяцій молюсків роду *Unio* характерна значна мінливість за розмірами і за забарвленням черепашки. Переважну частину популяцій перлівниць складають особини з жовто-коричневим загальним фоном забарвлення (зустрічальність становить 50,0%), друге місце займають жовті з невеликою кількістю коричневого забарвлення (інколи з зеленим відтінком) молюски (28,6%). Поліморфізм забарвлення у *U. pictorum* та *U. rostratus* проявляється слабкіше, ніж у *U. tumidus* та *U. conus*. Межі варіювання таких ознак як довжина (L), висота (H) і опуклість (S) черепашки для *U. pictorum* становлять 55,6–91,9 мм, 25,9–40,2 мм та 8,9–15,2 мм відповідно, для *U. rostratus* – 73,6–79,6 мм, 31,7–34,5 мм та 10,9–13,5 мм, *U. conus* – 47,9–78,8 мм, 24,7–40,4 мм та 8,7–15,5 мм, *U. tumidus* – 67,4–84,9 мм, 36,3–43,4 мм та 14,5–17,4 мм.

1. Синицына О.О. Морфометрическая изменчивость раковин моллюсков *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834) в различных условиях среды / О.О. Синицына, А.В. Ляшенко, Е.В. Волошкевич // Эколого-функциональные та фауністичні аспекти дослідження молюсків, їх роль у біоіндикації стану навколишнього середовища: зб. наук. праць. – Житомир: Вид-во “Волинь”, 2004. – С. 172–176.
2. Старобогатов Я.И. Класс двустворчатые моллюски / Я.И. Старобогатов // Определитель пресноводных беспозвоночных Европейской части СССР. – Л.: Гидрометеиздат, 1977. – С. 123–152.
3. Фауна України: В 40-а т. Т. 29. Вип. 9. Перлівницеві. Кулькові / А.П. Стадниченко. – К.: Наук. думка, 1984. – 384 с.
4. Nagel K.O. Anatomische, morphologische und biochemische Untersuchungen zur Taxonomie und Systematik der europäischen Unionacea (*Mollusca: Bivalvia*) / K.O. Nagel // Ph. D. thesis, University of Kassel. – 1988. – 100 p.
5. Piechocki A. Migczaki (*Mollusca*) Maize (*Bivalvia*) / Piechocki A., Dyduch-Falniowska A. / Fauna Slodkowodna Polski: Polskie Towarzystwo Hydrobiologiczne. – Zeszyt 7A. – Warszawa, 1993. – 204 s.
6. Shikov E.V. The comparative method of taxonomic study of *Bivalvia* used by Soviet malacologists / Shikov E.V., Zatravkin M.N.. – Malacol. Abh. Staatl. Mus. Tierk. Dresden. – 1991. – Vol. 15, N 17. – P. 7–10.

T.V. Ермошина, О.В. Павлюченко

Житомирский государственный университет им. Ивана Франко, Украина

БИОТОПИЧЕСКОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ И МОРФОЛОГИЧЕСКАЯ ИЗМЕНЧИВОСТЬ ВИДОВ РОДА UNIO ФАУНЫ УКРАИНЫ

Исследована внутривидовая и межвидовая изменчивость признаков ракушки пресноводных двухстворчатых моллюсков рода *Unio* и рассчитаны морфометрические индексы ракушек. Изучен цветовой полиморфизм ракушек. Определена возрастная структура малакоценозов перловиц водоемов Украины.

Ключевые слова: морфологическая изменчивость, морфометрические индексы, полиморфизм

T.V. Ermoshina, O.V. Pavlyuchenko

Zhytomyr Ivan Franko State University, Ukraine

BIOTOPICS DISTRIBUTING AND MORPHOLOGICAL CHANGEABILITY OF TYPES OF UNIO FAUNA OF UKRAINE

Intraspecific and interspecific variability characteristics of freshwater bivalves molluscs of the genus *Unio* was investigated and morphometric indices of shells were calculated. The color polymorphism of shells was studied. Age structure of malacocoenoses of the reservoirs in Ukraine was determined.

Key words: morphological changeability, morphometric indexes, polymorphism

УДК 574.5(28)(556.531:546.62)

В.А. ЖЕЖЕРЯ

Інститут гідробіології НАН України
пр-т Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210, Україна

МІГРАЦІЯ ТА РОЗПОДІЛ АЛЮМІНІЮ МІЖ АБІОТИЧНИМИ КОМПОНЕНТАМИ ПОВЕРХНЕВИХ ВОДОЙМ

Узагальнено дані щодо співіснуючих форм Al(III) у воді поверхневих водойм з різним гідрологічним режимом. Досліджено роль розчинених органічних речовин у зв'язуванні Al(III) в комплекси та його міграції.

Ключові слова: алюміній, форми міграції, комплекси, гумусові речовини, поверхневі водойми

Алюміній – розповсюджений у земній корі метал, що входить до складу багатьох мінералів (каоолініти, алуніти, гідроксиди, алюмосилікати тощо). До середини 20 ст. вважався інертним та нетоксичним для організмів. Виявлення факту порушення дихання у риб за рахунок утворення слизу на зябрах та осморегуляторного балансу внаслідок токсичної дії Al(III) спонукало до поглибленого вивчення його токсичності для інших гідробіонтів [5].

Алюміній у поверхневих водах може знаходитися в розчиненому, завислому та колоїдному станах [11]. До найтоксичніших сполук відносять його аквакомплекси $\text{Al(H}_2\text{O)}_6^{3+}$ та гідроксокомплекси Al(OH)^{2+} і Al(OH)_2^+ [8]. Токсичність Al(III) істотно знижується за рахунок утворення комплексних сполук з розчиненими органічними речовинами (РОР), переважно з гумусовими речовинами (ГР). Окрім цього, він здатний утворювати комплекси з неорганічними лігандами (фторид-, сульфат- та силікат-іонами) [9]. Відомо також, що низькомолекулярні комплекси Al(III) з РОР можуть потрапляти через мембрану клітин до організму водних тварин, що призводить до його біоаккумуляції [10]. За рибогосподарськими нормами концентрація вільного алюмінію (гідратованих іонів або аквакомплексів $\text{Al(H}_2\text{O)}_6^{3+}$) не повинна перевищувати 36 мкг/дм³ [1].

Донні відклади водойм здатні накопичувати важкі метали, але за певних умов середовища вони знову надходять до водної товщі, спричиняючи її вторинне забруднення. Анаеробні умови, зниження рН і підвищення вмісту ГР у воді – це ті чинники, що сприяють їхньому потраплянню до води як в іонній формі, так і у вигляді комплексів з ГР [3]. У донних відкладах Al(III) на 70–90% міститься у залишковій фракції, де входить до складу кристалічних ґраток мінералів. Очевидно, саме ця фракція є первинним джерелом його надходження до порової води донних відкладів внаслідок взаємодії мінералів з ГР, що підтверджено експериментально [7]. Алюміній, на відміну від важких металів, надходить з донних відкладів у вигляді комплексних сполук з ГР лише за умов зниження значення рН, що підтверджується як у природних умовах, так і експериментальними даними.

Вивчення співіснуючих форм Al(III) має велике значення як з еколого-токсикологічної точки зору, так і для розуміння шляхів його міграції у поверхневих водоймах, оскільки не всі його форми мають однакову міграційну здатність та токсичний вплив на гідробіонтів.

Матеріал і методи досліджень

Вивчення співіснуючих форм Al(III) проводили на водних об'єктах з різним гідрологічним режимом: Київське водосховище, верхні ділянки Канівського та Запорізького водосховищ, ріки Самара (гирло), Інгулець (м. Олександрія), Дунай (дельта) і оз. Тельбін (м. Київ). Для відокремлення завислих речовин проби води фільтрували через мембранні фільтри “Synpro” (Чехія) з діаметром пор 0,4 мкм. Концентрацію Al(III) визначали фотометричним методом з використанням хромазуrolу S [6]. Аналіз Al(III) у складі зависі проводили після “мокрого спалювання” мембранних фільтрів з зависсю, попередньо висушених при кімнатній температурі до постійної маси, у суміші концентрованих HNO_3 і H_2SO_4 кислот (х.ч.) [2]. Для руйнування комплексних сполук Al(III) з РОР використовували фотохімічне окиснення. Для дослідження хімічної природи комплексних сполук Al(III) з РОР використовували метод іонообмінної хроматографії. В результаті хроматографічного розділення отримували три фракції РОР: аніонну, катіонну і нейтральну, у складі яких визначали вміст Al(III) після фотохімічного окиснення РОР. Аніонна фракція містить у своєму складі переважно ГР, катіонна – головним чином білковоподібні речовини (БПР), а

нейтральна – вуглеводи. Молекулярну масу комплексів Al(III) з РОР аніонної фракції визначали методом гель-фільтрації [4].

Результати досліджень та їх обговорення

В досліджуваних водних об'єктах загальний вміст Al(III) знаходиться в доволі широких межах (табл.). Привертає до себе увагу той факт, що в дельті Дунаю загальний вміст Al(III) характеризується найбільшими величинами, а в інших досліджуваних водоймах його вміст не перевищує 350 мкг/дм³.

Таблиця

Вміст Al(III) у воді досліджуваних водних об'єктах, 2009–2010 рр.

Водний об'єкт	Загальна концентрація Al(III), мкг/дм ³	Зависла форма Al(III), мкг/дм ³	Розчинна форма Al(III), мкг/дм ³
Київське водосховище	38,8–306,8 105,0	17,7–250,0 66,0	18,8–82,2 39,0
Канівське водосховище	51,3–345,9 116,3	16,3–226,5 72,3	7,0–127,3 44,0
Запорізьке водосховище	37,2–159,2 85,8	21,5–122,6 55,4	6,0–67,0 30,4
р. Самара	41,6–198,3 106,6	30,8–182,8 78,6	3,5–57,8 28,0
р. Інгулець	101,0–155,3 130,0	56,7–101,4 78,4	32,0–78,2 51,6
р. Дунай	137,3–5219,0 1678,0	113,6–5208,0 1654,0	11,0–44,0 24,0
оз. Тельбін	6,0–70,5 29,2	1,4–27,8 8,2	3,2–52,0 21,0

Примітка: у чисельнику – граничні величини, у знаменнику – середні значення.

Високі концентрації Al(III) у воді р. Дунай можна пояснити його переважною міграцією у складі завислих речовин. Відносний вміст Al(III) у завислій формі становить 98,6% його загального вмісту у воді (рис. 1).

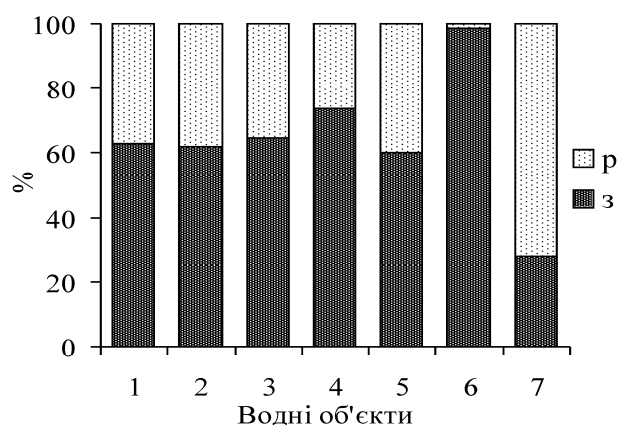


Рис. 1. Співвідношення розчиненої (р) і завислої (з) форм Al(III) у воді поверхневих водойм (за середніми величинами). Тут і на рис. 2, 3: 1, 2, 3 – Київське, Канівське і Запорізьке водосховища, 4, 5, 6 – ріки Самара, Інгулець, Дунай, 7 – оз. Тельбін

Оскільки завись в р. Дунай переважно мінерального характеру, а її маса досягала 119 мг/дм³, то стає зрозумілим причина високих концентрацій Al(III) у її складі, бо він міститься в багатьох відомих мінералах. В інших досліджуваних водоймах завись була переважно органо-мінерального характеру і її маса не перевищувала 30 мг/дм³. Частка завислої форми Al(III) у водосховищах складала в середньому 62,2–64,6%, в ріках Самара і Інгулець відповідно – 73,7% і 60,3%, а в оз. Тельбін вона не перевищувала 28,0% (див. рис. 1). Отже, у досліджуваних водних об'єктах Al(III) мігрує переважно у завислій формі і лише в оз. Тельбін превалює його розчинна форма. Вміст Al(III) у складі зависі залежить, насамперед, від її характеру, а вже потім від її маси.

Результати досліджень свідчать про те, що у розчиненому стані Al(III) утворює комплекси з РОР, серед яких переважають його сполуки з аніонною фракцією РОР, тобто з ГР. У досліджуваних водних об'єктах частка цих комплексів, за середніми величинами, становить 50,3–71,7% (рис. 2, а).

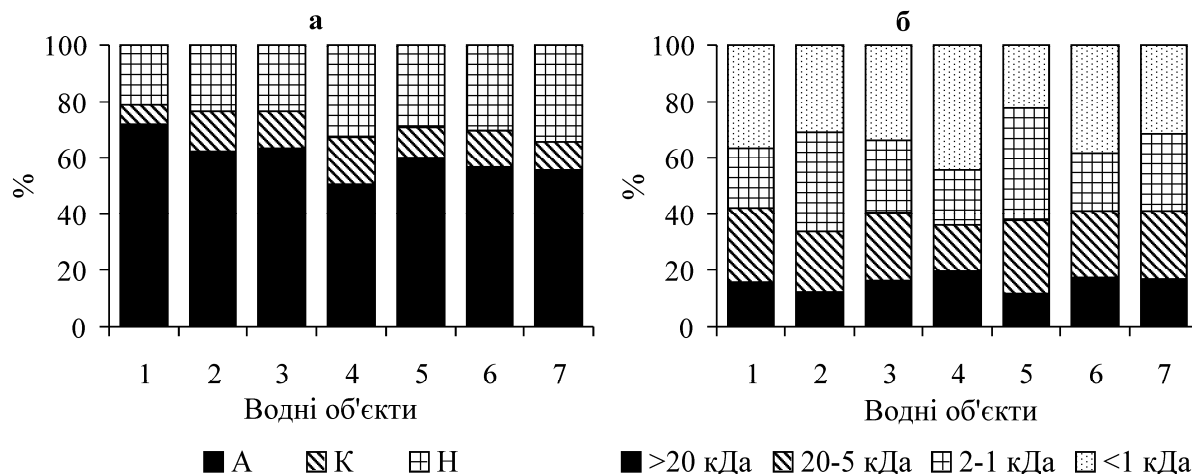


Рис. 2. Розподіл Al(III) серед комплексних сполук з РОР різної хімічної природи (а) та молекулярно-масовий розподіл комплексів Al(III) з РОР аніонної фракції (б) у воді досліджуваних водойм. А, К, Н – відповідно аніонні, катіонні, нейтральні комплекси; молекулярну масу комплексів Al(III) виражено в кДа

Найбільший відносний вміст комплексів Al(III) з ГР у воді Київського водосховища пояснюється значно більшими концентраціями ГР у воді цього водоймища. Майже третину розчиненого Al(III) виявлено у складі комплексних сполук з вуглеводами (21,0–34,2%), а частка комплексів Al(III) з БПР не перевищувала 17,2% (рис. 2а).

Серед комплексних сполук Al(III) з аніонною фракцією РОР, незалежно від об'єкту дослідження, домінують комплекси з відносно невисокою молекулярною масою ($\leq 2,0$ кДа), частка яких, за середніми величинами, складає 57,7–66,4% (рис. 2б). Зумовлено це тим, що у складі ГР поверхневих водойм домінують фульвокислоти (ФК), які, на відміну від гумінових кислот, мають меншу молекулярну масу.

Висновки

В усіх досліджуваних водних об'єктах, крім оз. Тельбін, Al(III) мігрує, головним чином, у вигляді завислої форми, частка якої складає 60,3–98,6% від загального вмісту металу. В розчиненій формі Al(III) входить до складу комплексних сполук з РОР різної хімічної природи. Переважно це комплекси з ГР, відносний вміст яких складає 50,3–71,7%. Частка комплексних сполук з вуглеводами і БПР становить 21,0–34,2% і 7,2–17,2% відповідно. Серед комплексів Al(III) з ГР переважають сполуки з молекулярними масами $\leq 2,0$ кДа. Їх частка становить 57,7–66,4%.

1. Алтуний В.С. Контроль качества воды: справочник / Алтуний В.С., Белавцева Т.М. – М.: Колос, 1993. – 367 с.
2. Бок Р. Методы разложения в аналитической химии / Р. Бок.: пер. с англ. / [под ред. А.И. Бусева и Н.В. Трофимова]. – М.: Химия, 1984. – 432 с.
3. Линник П.Н. Влияние различных факторов на десорбцию металлов из донных отложений в условиях экспериментального моделирования / П.Н. Линник // Гидробиол. журн. – 2006. – Т. 42, № 3. – С. 97–114.
4. Линник П.Н. Особенности распределения алюминия среди сосуществующих форм в поверхностных водоемах разного типа / Линник П.Н., Жежеря В.А. // Гидробиол. журн. – 2009. – Т. 45, № 6. – С. 92–109.
5. Моисеенко Т.И. Рассеянные элементы в поверхностных водах суши: технофильность, биоаккумуляция и экотоксикология / Т.И. Моисеенко, Л.П. Кудрявцева, Н.А. Гашкина. – М.: Наука, 2006. – 261 с.
6. Савранский Л.И. Спектрофотометрическое исследование комплексообразования Cu, Fe и Al с хромазурилом S в присутствии смеси катионного и неионогенного ПАВ / Савранский Л.И., Наджафова О.Ю. // Журн. аналит. химии. – 1992. – Т. 47, № 9. – С. 1613–1617.
7. Соколова Е.И. Некоторые экспериментальные исследования по разложению нефелина и биотина / Е.И. Соколова, Т.С. Нудженковская // Экспериментальные исследования по разложению минералов органическими кислотами. – М.: Наука, 1968. – С. 140–169.
8. Driscoll C.T. The chemistry of aluminium in surface waters / C.T. Driscoll // The environmental chemistry of aluminium (ed. G. Sposito), CRC Press, Inc., Boca Raton, FL, 1989. – P. 242–277.
9. Driscoll C.T. The chemistry of aluminum in the environment / Driscoll C.T., Schecher W.D. // Environ. Geochem. Health. – 1990. – Vol. 12. – P. 28–48.
10. Rubini P. Speciation and structural aspects of interactions of Al(III) with small biomolecules / P. Rubini, A. Lakatos, D. Champmartin, T. Kiss // Coordination Chemistry Reviews. – 2002. – Vol. 228. – P. 137–152.

11. Walker W.J. A kinetic study of aluminium adsorption by aluminosilicate clay minerals / W.J. Walker, C.S. Cronan, H.H. Patterson // *Geochim. Cosmochim. Acta.* – 1988. – Vol. 52. – P. 55–62.

В.А. Жежеря

Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

МИГРАЦИЯ И РАСПРЕДЕЛЕНИЕ АЛЮМИНИЯ МЕЖДУ АБИОТИЧЕСКИМИ КОМПОНЕНТАМИ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОДОЕМОВ

Обобщены данные о сосуществующих форм Al(III) в воде исследуемых поверхностных водоемов с различным гидрологическим режимом. Исследовано роль растворенных органических веществ в образовании комплексов с Al(III) и в его миграции.

Ключевые слова: алюминий, формы миграции, комплексы, гумусовые вещества, поверхностные водоемы

B.A. Zhezherya

Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

MIGRATION AND DISTRIBUTING OF ALUMINIUM BETWEEN ABIOTIC COMPONENTS OF SUPERFICIAL RESERVOIRS

The data about aluminium coexisting forms in the studied surface water bodies with a various hydrological regime are generalized. A role of the dissolved organic matter in complexation of Al (III) and its migration is investigated.

Key words: aluminium, forms of migration, complexes, humus matters, superficial reservoirs

УДК 574.64+597[551.2+524.1]

А.А. ЖИДЕНКО, В.В. КРИВОПИША

Черниговский национальный педагогический университет им. Т.Г. Шевченко
ул. Гетьмана Полуботка 53, Чернигов 14013, Украина

МОРФОФИЗИОЛОГИЧЕСКИЕ АДАПТАЦИИ РАЗНОВОЗРАСТНЫХ ГРУПП *CYPRINUS CARPIO* L. ПОД ДЕЙСТВИЕМ ГЕРБИЦИДОВ

Установлена зависимость между физическими свойствами гербицида и степенью его воздействия на структуры органов, патологические изменения которых влияют на уровень аденилатов в организме двухлеток карпа. На морфофункциональном уровне адаптация легче осуществляется у сеголеток, в связи с анаболической направленностью их обмена веществ.

Ключевые слова: гербициды, сеголетки, двухлетки карпа, адаптации, аденилаты

В настоящее время с целью предупреждения зарастания дренажных каналов и открытых коллекторно-дренажных и оросительных систем рекомендуется использование гербицидов, в частности раундапа, что может привести к непрогнозируемым последствиям для гидробионтов. Процессы детоксикации ксенобиотиков у рыб происходят с расходом АТФ. Формирование срочного этапа адаптации протекает при мобилизации всех внутренних ресурсов организма рыбы, а долговременный этап осуществляется с участием реакций анаболизма, которые также должны быть обеспечены энергией макроэргов.

Поэтому цель нашего исследования – найти отличительные черты в адаптации сеголеток и двухлеток карпа в условиях гербицидного пресса, а также установить зависимости в изменениях содержания аденилатов под действием зенкора и раундапа.

Материал и методы исследований

Исследования проведены на сеголетках и двухлетках карпа (*Cyprinus carpio* L.), выращенных в ОАО „Черниговрыбхоз». Масса рыб колебалась в пределах 40–105 г, 150–300 г. Условия эксперимента описаны ранее [9]. Были взяты 2 гербицида разной химической природы и свойств: зенкор – метрибузин с растворимостью – 0,12 г в 100 г воды при 20°C; раундап – глифосат, растворимость – 1,2 г в 100г воды при 25°C.

Для анализа содержания аденилатов использовали методику [12]. Для оценки участия АТР, АДР, АМР в метаболической регуляции рассчитывали следующие коэффициенты состояния клетки: аденилатный энергетический заряд (АЭЗ) [3, 11]; энергетический фосфатный потенциал – отношение действующих масс АТР системы (ОДМ АТР с-мы) [3, 11]; отношение действующих масс аденилаткиназной реакции (ДМ_{АК}) [3].

Для определения скорости проникновения исследуемых гербицидов в организм рыб рассчитаны коэффициенты липофильности – Log P (логарифм коэффициента распределения незаряженных форм субстрата) с помощью компьютерной программы.

Статистическую обработку данных проводили с помощью стандартных компьютерных программ, достоверное различие между средними арифметическими величинами определяли с помощью t-критерия Стьюдента. Различия между сравниваемыми группами считали достоверными при $P < 0,05$.

Результаты исследований и их обсуждение

В загрязненных водоемах первыми испытывают действие токсического вещества жабры, внешние покровы и кишечник рыб. Химическая структура токсиканта влияет на скорость его проникновения в организм рыб, динамику изменения органов и на формирование ответной адаптивной реакции.

Метрибузин, в отличие от других исследуемых гербицидов, вследствие сложности строения и достаточной легкости проникновения во внутренние органы ($\text{Log } P=1,3\pm 0,21$) оказывает наибольшее действие на жабры двухлесток карпа [5]. Оно выражается набуханием респираторных ламелл и гипертрофии филаментов, что приводит к уменьшению поступления токсического вещества в организм рыб. Суточное действие зенкора способствует возникновению срочной адаптации, которая выражается в увеличении количества эритроцитов, гемоглобина, СОЭ, вязкости крови [7]. Изменения показателей крови, наблюдаемые под влиянием зенкора, свидетельствуют о незавершенности процесса формирования долговременной адаптации. Объяснением может служить, разрушение структуры жабр двухлесток карпа к этому периоду [5]. Кроме того, активные поведенческие реакции сеголеток и двухлесток карпа под действием зенкора приводят к соответствующим изменениям количества макроэргических соединений в органах – снижение всех исследуемых аденилатов в печени, белых мышцах и мозге (за исключением уровней АМР и АДР в последнем органе). Увеличение количества АМФ на 26% и АДФ на 13% в мозге двухлесток карпа по сравнению с мозгом контрольных рыб не приводят к усилению ресинтеза АТФ из АДФ. В мозге карпа адаптивные возможности на уровне энергетического метаболизма не используются. Наоборот, происходит снижение уровня АТФ на 37%, АЭЗ – на 23%, отношения действующих масс аденилаткиназной реакции – на 38%. Уравновешенность путей использования АТР в органах, клетках и поддержание ее на определенном уровне достигается действием сложных механизмов регуляции по принципу обратной связи [13] и зависит от активности ферментов. В печени двухлесток карпа происходит снижение всех изучаемых показателей энергетического обмена. Возможно, это связано с уменьшением активности ферментов катаболизма, за исключением увеличения активности Г-6-ФДГ (пентозофосфатный путь) с целью увеличения пула пентоз и восстановленных коферментов [2]. Последние в условиях действия зенкора, в свою очередь, обеспечивают нормальное поддержание структуры тканей белых мышц и мозга [5].

Из исследованных тканей наиболее негативные изменения наблюдаются в белых мышцах. Снижение уровня АДР в 7,3 раза в белых мышцах приводит к резкому увеличению отношения действующих масс аденилаткиназной реакции и невозможности ресинтеза АТР, что подтверждается высоким значением отношения $\text{АТР/АДР}=3,01$ при некоторой стабильности АЭЗ.

Наиболее легко в организм рыб проникает раундап ($\text{Log}=-2,36\pm 0,64$), действие которого приводит к морфологическим нарушениям: образованию на внешних покровах, плавниках двухлесток карпа изъязвлений, точечных кровоизлияний, отеков и т.д.[6]. Возможно, что причиной этого является химическая природа гербицида, его высокая растворимость в воде по сравнению с зенкором [9]. Через жабры, которые остались неповрежденными, глифосат с кровью достигает всех органов, тканей и клеток, что приводит к их патологии [6].

По мнению Л.А. Бугаева и др. [1], изучение гематологических показателей рыб позволит определить их адаптационные возможности в условиях активного антропогенного воздействия на водоемы. Мы также используем гематологические показатели двухлесток и сеголеток карпа для выяснения механизмов формирования адаптации. Показана неоднозначность динамики гематологических показателей сеголеток и двухлесток карпа в условиях гербицидной нагрузки. Ответная реакция организма на действие раундапа (4-е сутки) выражается в повышении содержания эритроцитов и гемоглобина в крови карпа. Критическим этапом для двухлестки карпа,

когда действие срочной адаптации становится невозможным, (организм исчерпал свои физиологические возможности и резервы), а формирование долговременной адаптации еще не завершено, являются 7-е сутки [7]. Для них характерны наиболее низкие гематологические показатели, отражающие неблагополучие в функционировании организма рыб. У сеголеток изменения основных показателей крови на 14-е сутки эксперимента более существенны, чем на 7-е сутки [10]. К 21 суткам происходит некоторая стабилизация состояния рыбы в условиях действия раундапа, о чем свидетельствуют положительные изменения гематологических показателей по сравнению с контролем. Объяснением этих результатов являются физические свойства гербицида, глифосат благодаря хорошей растворимости в воде быстрее способен включиться в обмен веществ карпа. Функционирование определенных клеток, которые обеспечивает срочный этап адаптации (компенсаторный вид) возрастает, причем только тех, которые в данный момент более необходимы. Происходит мобилизация энергетических и структурных ресурсов организма, их перераспределение в сторону преимущественного обеспечения систем, ответственных за адаптацию к данному фактору. На биохимическом уровне – это приводит к увеличению активности ферментов в органах, которые испытывают стресс (например, увеличение активности ЛДГ в 10 раз в печени сеголеток карпа под действием глифосата) [8]. Те структуры, которые в меньшей степени отвечают за формирование долговременной адаптации, подвергаются активному разрушению с использованием в энергетическом обмене для синтеза макроэргических соединений. Доказательством этого тезиса являются изменения содержания общих белков и его фракций в органах двухлетки карпа под влиянием глифосата. А именно: снижение уровня нерастворимых белков и увеличение концентрации водорастворимых белков в белых мышцах и печени [9], возрастание интенсивности катаболических реакций [2] в этих органах, с выделением определенного количества энергии, которая аккумулируется в макроэргических связях АТФ, необходимых для осуществления процесса адаптации. Наименьшие структурные изменения под действием раундапа коснулись мозга, уровень АТФ в этом органе минимальный. Максимальное разрушение обнаружено в белой мускулатуре и печени, но содержание АТФ в первом случае на уровне контрольных рыб, а во втором – меньше, но достоверных отличий нет. Именно в печени процессы биотрансформации ксенобиотиков происходят наиболее активно, так как основные ферментные системы локализованы в гепатоцитах [4].

Выводы

Таким образом, на морфофункциональном уровне адаптация легче осуществляется у сеголеток, в связи с анаболической направленностью их обмена веществ. На биохимическом уровне экономичность функционирования более характерна для двухлеток карпа, чему способствует формирование наступательного вида адаптации. Установлена зависимость между физическими свойствами гербицида и степенью его воздействия на структуры органов, патологические изменения которых влияют на уровень аденилатов в организме двухлеток карпа.

1. Бугаев Л.А. Мониторинг гематологических показателей азовского судака / Л.А. Бугаев, О.А. Рудницкая, А.С. Засядько // Актуальные проблемы экологической физиологии, биохимии и генетики животных: Материалы междунар. научн. конф. – Саранск: Изд-во Мордов. ун-та, 2005. – С.36–38.
2. Влияние гербицидов различной химической структуры на углеводный обмен в организме карпа / А.А. Жиденко, Е.Б. Бибчук, О.Б. Мехед и [др.] // Гидробиол. журн. – 2009. – Т. 45, № 5. – С. 70–80.
3. Гош Р.И. Энергетический обмен половых клеток и эмбрионов у рыб. / Р.И. Гош. – К.: Наук. думка, 1985. – 146 с.
4. Екологічна біохімія: Навч. посібн. / В.М. Ісаєнко, В.М. Войніцький, Ю.Д. Бабенюк [та ін.]. – К.: Книжкове вид-во НАУ, 2005. – 440 с.
5. Жиденко А.А. Вплив зенкору на динаміку гістологічних змін в органах коропа / Жиденко А.А., Коваленко Е.М // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Сер.: Біологія. – 2006. – № 3-4(30). – С. 60–65.
6. Жиденко А.А. Влияние раундапа на динамику гистологических показателей в органах карпа / Жиденко А.А., Коваленко Е.М. // Гидробиол. журн. – 2006. – Т. 42, № 6. – С. 104–111.
7. Жиденко А.А. Гематологические показатели двухлеток карпа в условиях гербицидной нагрузки / А.А. Жиденко // Вісн. Дніпропетр. нац. ун-ту. Біологія. Екологія. – Д.: ДНУ, 2007. – Вип.15, т.1. – С. 38–44.
8. Жиденко А.О. Залежність показників вуглеводного обміну в тканинах коропа від дії гербіцидів різної хімічної структури / А.О. Жиденко, О.Б. Мехед, К.В. Бібчук // Вісник Запорізького національного університету. – 2008. – № 1. – С. 102–106.
9. Жиденко А.А. Влияние гербицидов на структурный метаболизм карпа (*Cyprinus carpio* L.) разного возраста // Вісник Харк. нац. ун-ту ім. В.Н. Каразіна. Сер. Біологія. – 2008. – Вип. 6, № 788. – С. 90–96.
10. Жиденко А.А. Динамика гематологических показателей молоди карпа под действием гербицидов / А.А. Жиденко // Гидробиол. журн. – 2008. – Т. 44, № 3. – С. 80–88.
11. Ленинджер А. Основы биохимии: В 3-х т. Т. 2. / А. Ленинджер – М.: Мир, 1985. – 368 с.

12. *Маляревская А.Я.* Определение макроэргических соединений в мышцах и печени рыб / *Маляревская А.Я., Билык Т.И.* // Типовые методики исследования продуктивности видов рыб в пределах их ареалов. Часть V. – Вильнюс: Ин-т зоологии и паразитологии АН Литовской ССР, 1985. – С. 83–89.
13. *Newsholme E.A.* Regulation in metabolism / *Newsholme E.A., Start C.* – London, 1973. – 241 p.

А.О. Жиденко, В.В. Кривопиша

Чернігівський національний педагогічний університет ім. Т.Г. Шевченка, Україна

МОРФОФІЗІОЛОГІЧНІ АДАПТАЦІЇ РІЗНОВІКОВИХ ГРУП *CYPRINUS CARPIO* L. ДО ГЕРБІЦИДІВ

Встановлена залежність між фізичними властивостями гербіцидів та ступенем їх впливу на структуру органів, патологічні зміни яких впливають на рівень аденілатів в організмі дворічок коропа. На морфофункційному рівні адаптація легше формується у цьогорічок у зв'язку з анаболічним напрямком їх обміну речовин.

Ключові слова: гербіциди, цьогорічки, дворічки коропа, адаптації, аденілати

A.O. Zhidenko, V.V. Krivopischa

Chernihiv National Taras Shevchenko Pedagogical University, Ukraine

MORPHOPHYSIOLOGICAL ADAPTATION OF *CYPRINUS CARPIO* L. UNDER ACTION OF HERBICIDES

Depending between physical property of herbicide and degree of its influence on the structure of organs, pathological changes which influence on the level of adenylates in the body of two-year-old carps is established. At morphofunctional level the adaptation is easier carried out at this year carps because of the anabolic orientation of their metabolism.

Key words: herbicides, carp, adaptations, adenilate

УДК [636.5.087.7]

Ю.М. ЗАБИТІВСЬКИЙ, О.В. ДЕРЕНЬ

Львівська дослідна станція Інституту рибного господарства НААНУ
вул. Львівська, 11, смт. Великий Любін, Україна

ВПЛИВ ЕХІНАЦЕЇ ПУРПУРОВОЇ НА КАРБОГІДРАЗНУ АКТИВНІСТЬ КИШКІВНИКА КОРОПА

Розглядається вплив різних концентрацій (0,1 мл/кг; 0,3; 0,5 і 2,0 мл/кг живої маси риби) спиртової настойки ехінацеї пурпурової на активність травних ферментів коропа. Виявлено стимулюючу дію настойки ехінацеї в концентрації 0,3 мл/кг, в результаті якої активність мембранних карбогідраз зростає удвічі, порівняно з такою у контрольної групи риб.

Ключові слова: травлення, карбогідрازی, ехінацея пурпурова, короп

В останні роки встановлено, що додавання до раціону тварин екстракту наземної і підземної частини ехінацеї пурпурової позитивно впливає на різні аспекти їх продуктивності, стан імунної системи, природних факторів резистентності [2, 4, 7, 8]. Є дані про стимулюючий вплив екстракту ехінацеї пурпурової на ріст коропа, проте фізіолого-біохімічні показники цього впливу залишаються нез'ясованими [6]. У зв'язку з цим становить інтерес дослідження впливу ехінацеї пурпурової на активність травних ферментів. Ця група ферментів відіграє важливу роль у перетравленні вуглеводів, висока їх активність виявлена у різних видів риб [9-11]. Даних про вплив ехінацеї пурпурової на активність карбогідраз у кишківнику коропа та інших видів риб в літературі не виявлено.

Метою роботи було дослідження впливу ехінацеї пурпурової на карбогідразну активність кишківника при оральному її введенні коропам.

Матеріал і методи досліджень

У роботі використано однорічки Любінського лускатого коропа, які вирощувались в дослідному господарстві Львівської дослідної станції Інституту рибного господарства НААНУ. Досліджувані

риби утримувались протягом 14-ти діб при температурі $20 \pm 2^\circ\text{C}$ в акваріумах об'ємом 150 дм^3 , які цілодобово аерували.

Було сформовано п'ять дослідних груп коропа, яким щодня через зонд вводили різні концентрації спиртової настойки ехінацеї на 3%-ному крохмальному клейстері. Рибам першої групи вводили 0,1 мл настойки ехінацеї з розрахунку на кілограм живої риби, другої – 0,3 мл/кг, третьої – 0,5 мл/кг, четвертої – 2,0 мл/кг і п'ятої – згодовували лише крохмальний клейстер.

Для дослідження активності карбогідраз, які беруть участь в мембранному гідролізі вуглеводів, використовували метод солюбілізації ферментів з відрізка кишківника [1, 3, 5]. Шляхом різнотермінової солюбілізації отримували ферменти, які локалізувалися на різних глибинах глікокаліксу. При 10 хвилинній солюбілізації отримуються карбогідрази з поверхні глікокалікса, при 90-хвилинній – власне мембранні ферменти. Карбогідрази, які беруть участь в порожнинному гідролізі вуглеводів, отримували шляхом перфузії відрізка кишківника: з допомогою канюлі, насадженої на шприц, через фрагмент кишківника пропускали 5 мл охолодженого до 5°C інкубаційного розчину і ставили в термостат на 30 хв. для інкубації при температурі 37°C .

Активність ферментів розраховували за кількістю звільненої глюкози, яку визначали орто-толуїдиновим методом, за хвилину інкубації з розрахунку на мг білка (мкмоль глюкози/хв мг білка). Вміст білків в інкубаційній суміші визначали за методом Лоурі.

Результати аналізів опрацьовували методами варіаційної статистики з використанням програми Excel 2007.

Результати досліджень та їх обговорення

В процесі експерименту виявлено вірогідну різницю впливу різних концентрації спиртової настойки ехінацеї пурпурової на карбогідразну активність медіальної ділянки кишківника лускатого коропа (табл.).

Таблиця

Активність карбогідразних ферментів у кишківнику однорічок коропа за дії спиртової настойки ехінацеї пурпурової, мкмоль глюкози/хв мг білка ($M \pm m$, $n=15$)

№ групи	Солюбілізація 10 хв.	Солюбілізація 90 хв.	Порожнинні ферменти
1	$0,423 \pm 0,066$	$0,147 \pm 0,008$	$0,146 \pm 0,045$
2	$0,425 \pm 0,141$	$0,293 \pm 0,099$	$0,123 \pm 0,025$
3	$0,390 \pm 0,009$	$0,178 \pm 0,034^*$	$0,173 \pm 0,057$
4	$0,939 \pm 0,270$	$0,167 \pm 0,063$	$0,365 \pm 0,210^{**}$
5	$0,463 \pm 0,225$	$0,127 \pm 0,025$	$0,153 \pm 0,011$

Примітка: * – $P < 0,05$ – відмінності показників дослідних і контрольних риб вірогідні; ** – відмінності невірогідні.

Аналіз мембранного травлення показує, що активність карбогідраз кишківника на поверхні глікокаліксу є вищою, ніж у мембранних ферментів, розташованих в глибині глікокаліксу і в мембрані ентероцита. Така різниця спостерігається в усіх дослідних груп риб. Відомо, що поверхневий гідроліз вуглеводів у кишківнику риб відіграє важливу роль у процесі всмоктування глюкози та інших гексоз, які накопичуються на поверхні щіткової облямівки. З наведених у таблиці даних видно, що при введенні ехінацеї рибам у кількості 2 мл/кг живої маси, найбільше стимулюються процеси поверхневого гідролізу вуглеводів. Однак, збільшення кількості глюкози та інших гексоз в примембранному просторі є лише одним з перших етапів процесу травлення вуглеводів у кишківнику і ще не свідчить про ступінь їх абсорбції. Достовірних змін, викликаних різними концентраціями ехінацеї пурпурової у порожнинному гідролізі вуглеводів не виявлено.

Значимим є всмоктування гексоз через мембрану ентероцитів у кишківнику. Відомо, що ферменти, які є інтегральними білками, мають здатність не лише розщеплювати, але й транспортувати продукти гідролізу, роблячи цей процес швидшим щодо транспорту вільно розташованих в глікокаліксі продуктів [5].

Висновки

Встановлено вірогідне зростання активності карбогідраз, які розташовані на поверхні мембрани (90 хвилинна солюбілізація) ентероцита кишківника коропів, які отримували настойку ехінацеї, концентрацією 0,3 мл/кг живої маси риб. Щодо контрольних показників у кишківнику дослідних риб, то активність власне мембранних карбогідраз зросла на 130 %, що свідчить про доцільність додавання настойки ехінацеї у вищезгаданій концентрації в корми для коропів для досягнення кращої продуктивності водойм.

1. *Забитівський Ю.М.* Вплив сублетальних концентрацій свинцю на активність травних ферментів цьогорічок коропів / Ю.М. Забитівський // Вісн. Львівськ. ун-ту. Сер. біологічна. – 2002. – Вип. 28. – С. 200–210.
2. *Колесник М.* Впровадження рослинного біостимулятора / М. Колесник, В. Усачова, О. Кравченко // Тваринництво України. – 2004. – №4. – С. 24–25.
3. *Кушак Р.И.* Пищеварительно-транспортная система энтероцитов / Р.И. Кушак. – Рига: Зинатне, 1983. – 304 с.
4. *Мироненко Е.И.* Использование эхинаеи пурпурной в животноводстве / Изучение и использование эхинаеи: матер. междунар. науч. конф., 21–24 сент. 1998 / Е.И. Мироненко. – Полтава, 1998. – С. 138–140.
5. *Мембранный гидролиз и транспорт : Новые данные и гипотезы / Ред. А.М. Уголев – Л., 1986. – 240 с.*
6. *Чудак Р.А.* Теоретичне та експериментальне обґрунтування використання антибіотиків у годівлі сільськогосподарських тварин : автореф. дис. ... докт. с.-г. наук / Р.А. Чудак. – К., 2008. – 41с.
7. *Яценко Л.И.* Влияние зеленой массы эхинаеи пурпурной на процессы пищеварения у свиней / С эхинаеей в третье тысячелетие : междунар. науч. конф., 7–11 июня 2003 / Л.И. Яценко. – С. 265–269.
8. *Яценко Л.И.* Вплив ехінацеї пурпурової на процеси травлення у свиней / Л.И. Яценко // Тваринництво України. – 2004. – № 8. – С. 26–28.
9. *Moyano F.J.* Characterization of digestive enzyme activity during larval development of gilthead seabream (*Sparus aurata*) / F.J. Moyano, M. Díaz, F.J. Alarcón, M.C. Sarasquete // Hydrobiologia. – 2001. – Vol. 445, N 1–3. – P. 199–204.
10. *Papoutsoglou Es.* Effect of incubation temperature on carbohydrate digestion in important teleosts for aquaculture / Es Papoutsoglou, Lindon Ar. // Aquaculture Research. – 2005. – Vol. 36, N 13. – P. 1252–1264.
11. *Papoutsoglou Es.* Digestive enzymes along the alimentary tract of the parrotfish *Sparisoma cretense* / Es Papoutsoglou, Lindon Ar. // Journal of Fish Biology. – 2006. – Vol. 69, N 1. – P. 130–140.

Ю.М. Забытиский, О.В. Дерень

Львовская опытная станция Института рыбного хозяйства НААНУ, Украина

ВЛИЯНИЕ ЭХИНАЦЕИ ПУРПУРНОЙ НА КАРБОГИДРАЗНУЮ АКТИВНОСТЬ КИШЕЧНИКА КАРПА

Приведены данные касательно влияния различных концентраций (0,1 мг/кг; 0,3; 0,5 и 2 мг/кг живой массы рыб) спиртовой настойки эхинаеи пурпурной на активность пищеварительных ферментов карпа. Показан стимулирующий эффект настойки эхинаеи пурпурной в концентрации 0,3 мл/кг, проявляющийся двойным, относительно контроля, увеличением активности мембранных карбогидраз.

Ключевые слова: пищеварения, карбогидразы, эхинаея пурпуровая, карп

Yu.M. Zabytivskiy, O.V. Deren'

Lviv Experimental Station Institute of Fish Industry of NAAS, Ukraine

INFLUENCE OF *ECHINACEA PURPUREA* ON CARBOHYDRASE ACTIVITY OF INTESTINE OF CARP

Data about influence of various concentration (0,1 mg/kg; 0,3; 0,5 and 2 mg/kg of alive weight of fishes) spirit tinctures *Echinacea purpurea* on activity of digestive enzymes of a carp are considered. The stimulating effect of tincture *Echinacea purpurea* in concentration of 0,3 ml/kg, shown double, concerning the control, by increase in activity membrane carbohydrased is shown.

Key words: digestions, carbohydrases, Echinacea purpurea, carp

УДК [551.3.051+556.5]

В.В. ЗАКОННОВ

Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН
пос. Борок, Некоузский р-н, Ярославская обл., 152742, Россия

ОСАДКООБРАЗОВАНИЕ В ВОДОХРАНИЛИЩАХ РАЗНОГО ТИПА

На основании собственных исследований и обобщения материалов по процессам образования осадков в Волжском, Днепровском и Ангарском каскадах и водохранилищах бассейна нижнего Дона, различающихся по целому ряду классификационных признаков и географическому положению, установлены общие закономерности осадкообразования для водоемов замедленного водообмена.

Ключевые слова: осадкообразование, седиментация, равнинные, предгорные водохранилища

Исследование донных отложений в водохранилищах имеет большое научное и практическое значение при решении общелимнологических, гидробиологических, экологических и социально-экономических проблем. Главной особенностью искусственных водоемов является их пространственная неоднородность, определяемая внутригодовой и многолетней флуктуацией морфометрических, гидрологических и гидрохимических характеристик состояния пресноводных экосистем, а также изменениями геологической среды в каскадах зарегулированных рек.

Цель работы – показать, что независимо от принадлежности водохранилищ к равнинному (Волга, Днепр, Дон) и предгорному (Ангара) типу, каскадному и внутриводоемному районированию, процессы осадкообразования имеют одну и ту же направленность и проходят последовательно все стадии формирования грунтового комплекса.

Материал и методы исследований

Исследователи седиментогенеза в крупных водохранилищах признают, что систематические комплексные гидроэкологические исследования наиболее информативны и позволяют выявить на основании прямых (*in situ*) определений толщины кернов, структуры и свойств донных отложений основные закономерности осадкообразования [1, 2, 5–7]. За основу взяты водохранилища Волжского каскада и их отдельные участки, различающиеся значительной амплитудой гидродинамических процессов [2, 4]. За время функционирования этих водоемов (более 50-ти лет) на них проведено от 3 до 6 плановых через 10–20 лет и специальных грунтовых съемок по единым методикам [1, 2].

Результаты исследований и их обсуждение

Вследствие новых гидрологических условий транспортирующая способность зарегулированных рек Волги, Днепра, Дона, Ангары и др. изменилась и они превратились в отстойники наносов, где в седиментационных балансах доля кластического материала составляет от 55% до 96% [2, 5–7]. На примере каскада водохранилищ Волги установлено, что несмотря на многофакторность стохастических воздействий гидродинамических процессов в подпертых или речных секциях водохранилищ – нижних бьефах гидроузлов и заливах, имеющих индивидуальные особенности, в них сложились определенные закономерности распределения грунтового комплекса, свойственные в целом крупным водохранилищам (рис. 1) [2, 4]:

- сокращение площадей трансформированных и реликтовых грунтов, которые представлены размытыми (обнаженными) почвами и выходами доводохранилищных аллювиальных отложений;
- увеличение площадей крупнодисперсных наносов, в основном песков различной крупности, с хорошей гидравлической сортировкой;
- сохранение ареалов тонкодисперсных отложений (песчанистых и глинистых илов) или слабая их флуктуация в результате воздействия сезонных природных и антропогенных факторов.

Формирование донных осадков водохранилищ Волги в начальный период (10–30 лет) их существования соответствует стадии активизации эрозионно-абразионных процессов и повышенных темпов седиментации, а затем их понижение и стабилизация. К концу этого периода закладываются основные ареалы грунтов, площади которых впоследствии изменяются незначительно (пассивная стадия).

При сложившихся гидрометеорологических условиях, геологическом и геоморфологическом строении ложа и берегов эти соотношения соответствуют оптимальному пространственному распределению донных отложений в конкретном водохранилище.

Важнейшим гидроэкологическим фактором процесса осадкообразования является распределение и накопление илистых отложений, депонирующих весь комплекс загрязняющих веществ из диффузных и точечных источников.

По материалам цитируемого списка литературы, установлено, что площади, занимаемые илистыми отложениями, будут тем больше, чем меньше проточность и волновое воздействие на дно водохранилища [1–7].

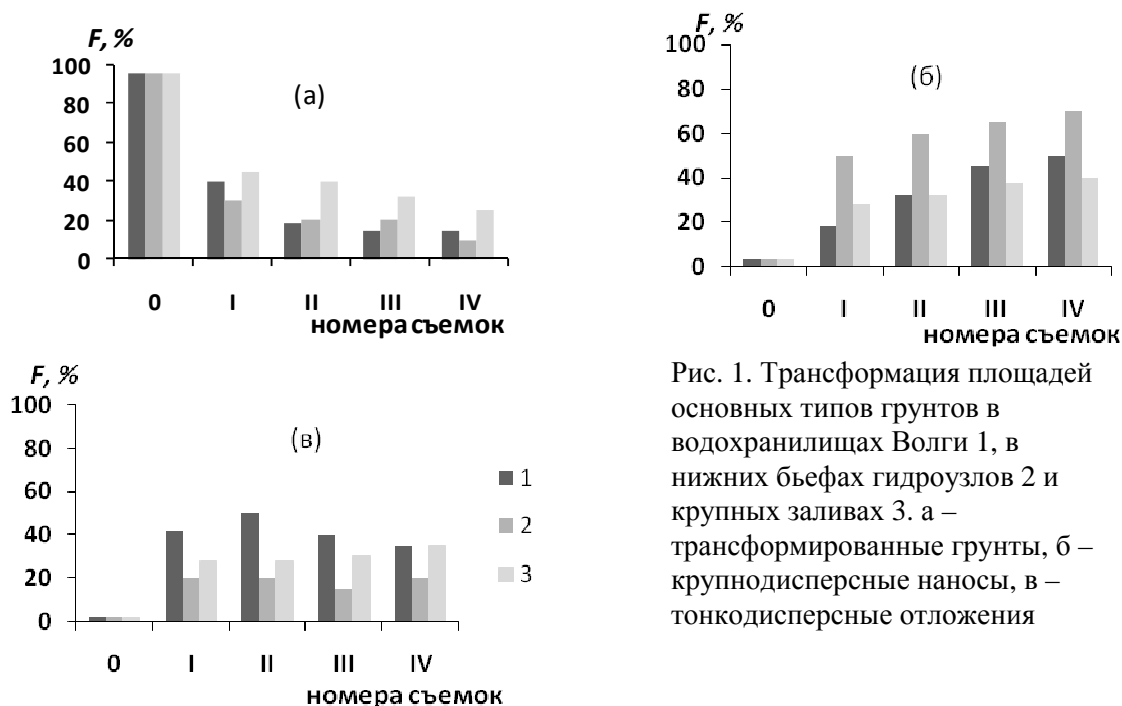


Рис. 1. Трансформация площадей основных типов грунтов в водохранилищах Волги 1, в нижних бьефах гидроузлов 2 и крупных заливах 3. а – трансформированные грунты, б – крупнодисперсные наносы, в – тонкодисперсные отложения

Анализ показателей илонакопления в крупных равнинных и предгорных водохранилищах подтвердил, что среднегодовая потеря полного объема воды за счет отложения илов невелика, и не представляет каких-либо препятствий для их эксплуатации в течение нескольких тысяч лет [2, 5–7]. Средняя толщина слоя илов незначительна по сравнению со средней глубиной водохранилищ. Однако с точки зрения влияния на гидробиологические и гидрохимические процессы более важным показателем является интенсивность илонакопления и ее изменение во времени (рис. 2).

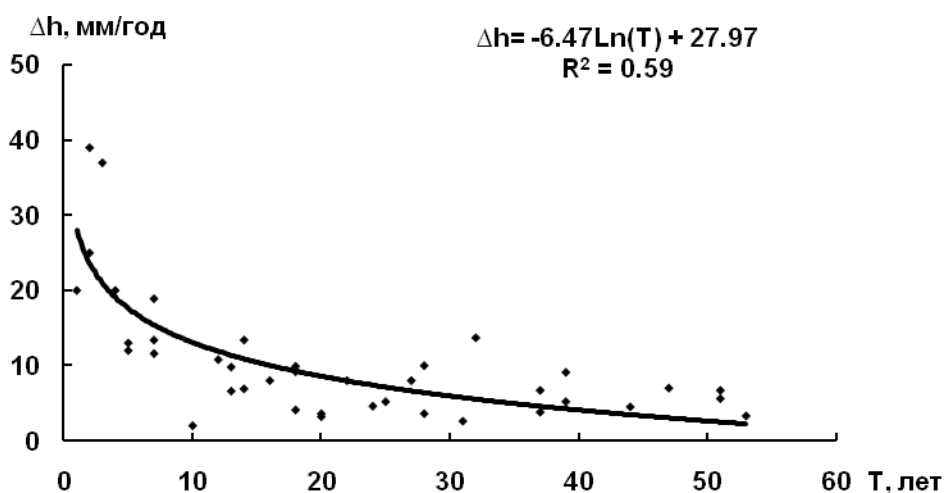


Рис. 2. Зависимость интенсивности илонакопления от продолжительности существования водохранилищ Волги, Дона и Днепра

Увеличение сроков эксплуатации водохранилищ Волги привело к уменьшению и дифференциации темпов осадконакопления. Вытянутость каскада в меридиональном направлении и пересечение нескольких природно-климатических зон определило географическую зональность осадкообразования, выраженную в увеличении темпов седиментации не только в среднем по водохранилищам, но и по участкам затопленного русла Волги от г. Твери до плотины Волгоградской ГЭС (рис. 3) [3].

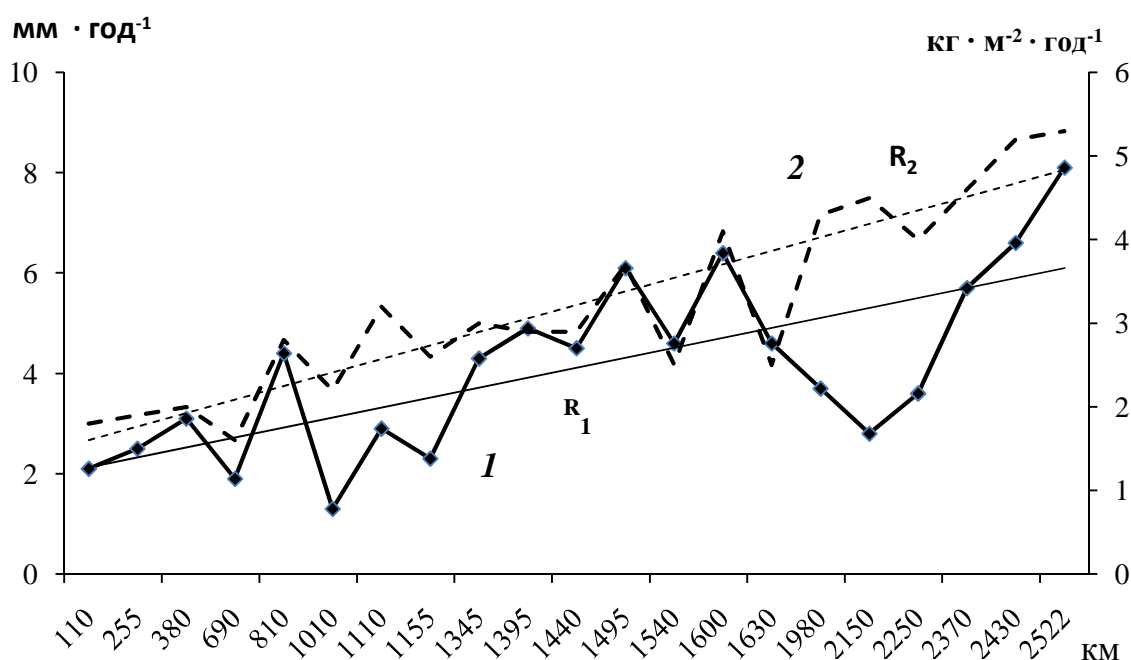


Рис. 3. Інтенсивність осадконакоплення в каскаді волжських водохранилищ по участкам. 1 – мм год⁻¹, 2 – кг м⁻² год⁻¹, R₁, R₂ – лінії тренда (R₁² = 0,49, R₂² = 0,79)

Широтна зональність илонакоплення проявлялась раніше і в Дніпровському каскаді. Так, в Київському водохранилищі – верхній Дніпр – 6.6 в Запорізькому і Каховському – нижній Дніпр – 13.7 і 8.0 мм год⁻¹, відповідно [7]. По сучасним даним перевірити це не представляється можливим. Зональність осадконакоплення в водохранилищах Ангарського каскаду відсутнє [5].

Выводы

Незважаючи на різницю природних умов, геологічних і геоморфологічних факторів, гідродинамічних і морфометричних особливостей і режимів експлуатації гідроузлов, наметились загальні закономірності, характерні не тільки рівнинним, але і передгірним водохранилищам:

- водохранилища виконують функцію накопичувачів (ловушок) наносів, їх повна наносодерживаюча здатність становить від 55% до 96%;
- як рівнинні, так і передгірні водохранилища продовжують знаходитись в стадії становлення їх берегових зон і підводного рельєфу;
- речовинна структура донних осадків не втратила зв'язку з вихідним матеріалом – осадкообразующими джерелами;
- головним джерелом надходження наносів в водохранилища є терригенний матеріал за рахунок розмива абразійних берегів (до 98% Ангарський і 53–87% Волжський і Дніпровський каскади і водохранилища басейну нижнього Дону);
- основна маса наносів зосереджена в прибережній отмелі (на Ангарських водохранилищах при НПУ 70–90%, на водохранилищах Волги, Дону і Дніпра – 40–60%).

1. Буторин Н.В. Донные отложения верхневолжских водохранилищ / Н.В. Буторин, Н.А. Зимина, В.П. Курдин. – Л.: Наука, 1975. – 160 с.
2. Законнов В.В. Осадкообразование в водохранилищах Волжского каскада : автореф. дис. ... докт. геогр. наук / В.В. Законнов. – М., 2007. – 39 с.
3. Законнов В.В. Географическая зональность осадконакопления в системе водохранилищ Волги / Законнов В.В., Законнова А. В. // Изв. РАН. Сер. геогр. – 2008. – № 2. – С. 105–111.
4. Законнов В.В. Осадкообразование в зонах переменного подпора водохранилищ Волжского каскада / В.В. Законнов, С.А. Поддубный, А.В. Законнова, В.В. Касьянова // Вод. ресурсы. – 2010. – Т. 37, № 4. – С. 1–10.
5. Карнаухова Г.А. Процессы осадкообразования в водохранилищах Ангарского каскада : автореф. дис. ... докт. геогр. наук / Г.А. Карнаухова. – Иркутск, 2009. – 44 с.
6. Клюева В.А. Осадконакопление в водохранилищах Нижнего Дона / Клюева В.А., Долженко Г.П. – Ростов : Изд-во Ростовского ун-та, 1983. – 142 с.
7. Новиков Б.И. Донные отложения днепровских водохранилищ / Б.И. Новиков. – К.: Наук. думка, 1985. – 170 с.

В.В. Законнов

Інститут біології внутрішніх вод ім. І.Д. Папаніна РАН, Росія

ОПАДОУТВОРЕННЯ У ВОДОСХОВИЩАХ РІЗНОГО ТИПУ

На підставі власних досліджень та узагальнення матеріалів з процесів утворення донних відкладів у Волжському, Дніпровському і Ангарському каскадах та водоймищах басейну нижнього Дону, що відрізняються низкою класифікаційних ознак та географічним розміщенням, встановлені загальні закономірності опадоутворення для водоймищ уповільненого водообміну.

Ключові слова: опадоутворення, седиментація, рівнинні та передгірські водосховища

V.V. Zakonnov

Institute of Biology of Inside Water RAS, Russia

SEDIMENT FORMATION IN THE DIFFERENT TYPE RESERVOIR

General patterns of sediment formation in reservoirs with slow water circulation have been determined on the basis of the author's data and generalized materials on processes of sediment formation in the Volga, Dnieper and Angara cascades and in reservoirs of the Lower Don basin differed by quite a number of classification features and geographical position.

Key words: sediment formation, sedimentation, flat and submountain reservoir

УДК 556.113.2.04

А.В. ЗАКОННОВА, А.С. ЛИТВИНОВ

Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН

пос. Борок, Некоузский р-н, Ярославская обл., 152742, Россия

МНОГОЛЕТНИЕ ИЗМЕНЕНИЯ ТЕМПЕРАТУРЫ ВОДЫ РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Представлены результаты исследований многолетних изменений температуры воды Рыбинского водохранилища за период 1947–2008 гг. Выявлены и оценены линейные тренды. Установлена зависимость между температурой водной массы и поверхностного слоя воды.

Ключевые слова: потепление климата, Рыбинское водохранилище, температура воды

В последние годы большое внимание уделяется проблеме глобального потепления климата [2], связанной в первую очередь с повышением температуры воздуха. Исследования, проведенные в бассейне Рыбинского водохранилища, показали значимый рост среднегодовой температуры воздуха на побережье за период 1947–2005 гг. [3]. Особенно значительные изменения произошли в последней четверти XX ст., которые продолжаются и в настоящее время. Авторами установлено, что за последние 30 лет (1976–2005 гг.) повышение среднегодовой температуры воздуха на постах водохранилища составило за теплый период 1,4–1,6°C. С 1989 г. началось потепление, не имеющее себе равных по продолжительности и интенсивности, когда резко повысилась температура воздуха зимой и в среднем за год составила 6,0°C (ст. Переборы) при среднемноголетней 3,7°C. Выделяется также 2001 г. – теплый апрель ($T=8,7^{\circ}\text{C}$) и 1999 г. – теплый июнь ($T=20,8$) и июль ($T=22^{\circ}\text{C}$). Аномально теплым был 2008 г. (средняя температура в 2 раза выше нормы).

Изменение климатических условий в бассейне водохранилища привело к синхронному возрастанию температуры воды.

Материал и методы исследований

В работе выполнен анализ многолетних данных по среднемесячной температуре воды Рыбинского водохранилища за период 1947–2008 гг.

В климатологии для выявления тенденций изменения характеристик используется осреднение по тридцатилетиям. В настоящее время ВМО (Всемирная метеорологическая организация) в качестве нормы выбран период 1961–1990 гг. Поэтому сравнение температур воды проводилось относительно указанного периода.

Многолетняя изменчивость температуры воды проводилась при выявлении и оценке линейных трендов. Статистическая значимость линейного тренда оценивалась по величине R^2

(коэффициент детерминации). Его значение показывает каков вклад линейного тренда в общую изменчивость температуры воды. При объеме выборки 50 лет и более это соответствует величине $R^2 > 0,08$ [4].

При анализе использовались программы Excel и Statistika.

Результаты исследований и их обсуждение

За рассматриваемый период средняя за май-октябрь температура поверхностного слоя воды водохранилища составила 13,9°C с колебаниями 11,3 (1976 г.) и 15,7°C (2008 г.) (табл.1). Наибольшая разница в прогреве воды отмечалась в мае-июне – в среднем 10°C, а наименьшая в августе – 5°C. Следует отметить, что среднеиюньская поверхностная температура воды водохранилища в 3% случаев была выше средней температуры в июле (максимум на 2,8°C в 1995 г.). В то же время в августе водохранилище было более прогрето чем в июле уже в 6% случаев (при максимальной разнице 2,2°C в 1985 г.).

Таблица 1

Многолетняя температура поверхностного слоя воды Рыбинского водохранилища и ее статистические характеристики (1947–2008 гг.)

Месяц	$T_{\text{ср}}$	$T_{\text{макс}}$	$T_{\text{мин}}$	σ	σ^2	Me
3-я декада апреля	2,6	8,0	1,1	3,4	3,0	2,0
Май	8,9	14,2	4,0	4,8	5,9	8,9
Июнь	16,7	22,2	12,3	4,3	4,6	16,8
Июль	19,8	24,2	16,5	3,5	3,0	19,9
Август	18,6	21,4	16,5	2,1	1,1	18,6
Сентябрь	12,9	15,3	9,1	2,8	1,9	12,8
Октябрь	6,2	9,3	2,6	3,2	2,6	6,1
1-ая декада ноября	2,2	5,6	0,1	2,9	2,0	2,1
Средние значения за май–октябрь	13,9	15,7	11,3	1,9	0,9	13,8

Примечание: $T_{\text{ср}}$, $T_{\text{макс}}$, $T_{\text{мин}}$ – средняя, максимальная и минимальная температуры воды, °C, σ – стандартное отклонение, °C, σ^2 – дисперсия, °C, Me – медиана, °C

Для выявления тенденций изменения температуры воды среднемесячные ряды наблюдений были разделены на три периода: 1947–1960 (I), 1961–1990 (II – климатическая норма) и 1991–2008 гг. (III). Для каждого периода рассчитаны средние месячные значения температуры воды, а затем между каждым соседним периодом были найдены аномалии (Δt) (табл. 2).

При сравнении I и II периодов можно отметить, что для всех месяцев (кроме июня) аномалии незначительны. Сравнение II периода с современным показало устойчивое повышение температуры воды во все месяцы. Максимальное повышение отмечено весной в 3-ей декаде апреля ($\Delta t=1,3^\circ\text{C}$), летом в июле-августе ($\Delta t=1,0^\circ\text{C}$) и осенью в октябре ($\Delta t=1,1^\circ\text{C}$).

Таблица 2

Средние температуры поверхностного слоя воды Рыбинского водохранилища в разные периоды и их аномалии (Δt – аномалии температуры воды выделены жирным шрифтом)

Период	3-я декада IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	1-ая декада XI	V-X
1947–1960(I)	2,0	8,6	17,0	19,4	18,6	13,0	5,7	2,1	13,7
1961–1990 (II)	2,2	8,8	16,3	19,6	18,4	12,7	5,9	2,1	13,6
$\Delta t(I-II)$	0,2	0,2	-0,7	0,2	-0,2	-0,3	0,2	0,0	-0,1
1991–2008 (III)	3,5	9,3	17,3	20,6	18,9	13,2	7,0	2,3	14,4
$\Delta t(II-III)$	1,3	0,5	1,0	1,0	0,5	0,5	1,1	0,2	0,8
$\Delta t(I-III)$	1,5	0,7	0,3	1,2	0,3	0,2	1,3	0,2	0,7

Средняя температура за май-октябрь выросла на 0,8° C. Следует отметить, что для всех месяцев I и III периодов разница между температурой воды положительная.

При анализе изменчивости многолетнего хода температуры воды важная роль отводится выявлению и оценке трендов. За период 1947–2008 гг. прослеживается тенденция увеличения средней за май-октябрь температуры поверхностного слоя акватории Рыбинского водохранилища – выявлен на 5% -ном уровне значимости положительный линейный тренд. Многолетняя динамика средней температуры воды отдельных месяцев имеет свои особенности – положительный тренд

установлен ранней весной (первая декада апреля), летом (июль) и осенью (октябрь), а в остальные месяцы он не значим (рис. 1).

Максимальная скорость роста значений температуры воды за период 1976–2008 гг. в июле – 0,8 и октябре – 0,7°C/10 лет.

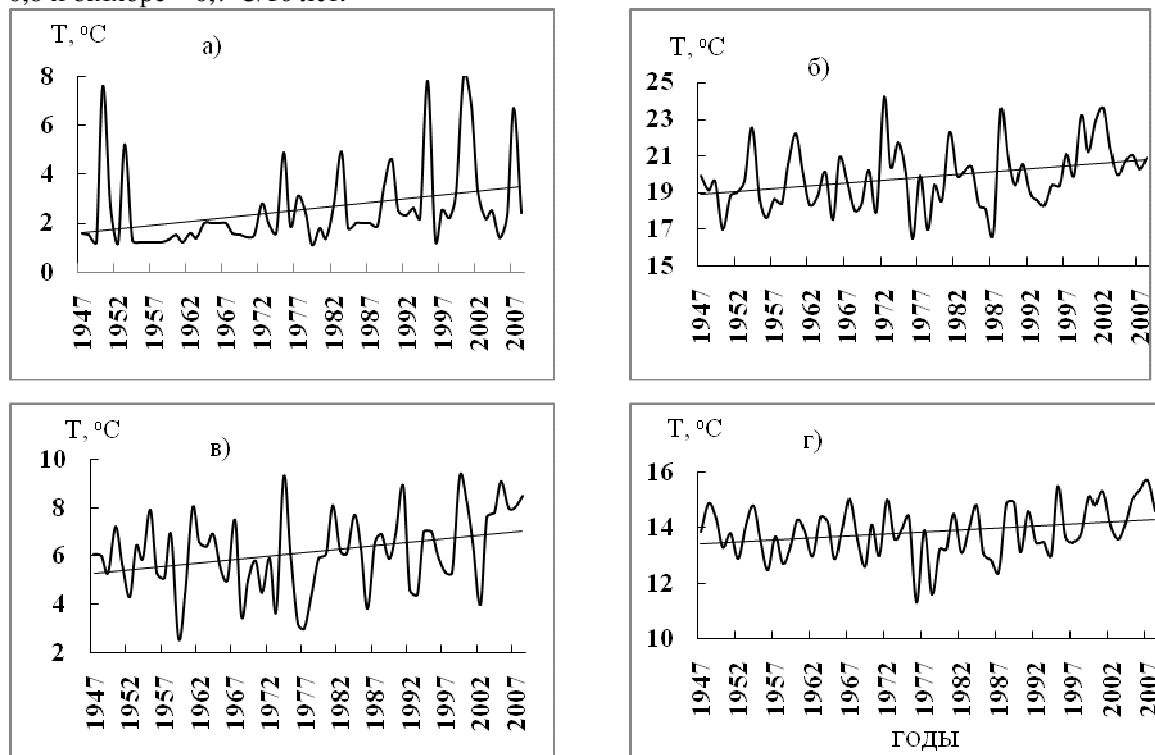


Рис. 1. Временной ход средней температуры воды Рыбинского водохранилища: а – 3-я декада апреля ($y=0,032x+1,55$, $R^2=0,112$); б – июль ($y=0,030x+18,86$, $R^2=0,102$); в – октябрь ($y=0,028x+5,26$, $R^2=0,102$); г – май-октябрь ($y=0,014x+13,4$, $R^2=0,075$)

Анализ корреляционной матрицы распределения температуры воды по месяцам показал, что значительные связи сохраняются в основном между соседними месяцами. Следует отметить, что наиболее длительные связи июля, которые распространяются на август и октябрь, т. е. средняя температура июля оказывает влияние на среднюю температуру августа и октября.

Вследствие мелководности Рыбинское водохранилище характеризуется в основном равномерным распределением температуры воды по глубине. Высокий прогрев придонных слоев воды и дна летом является особенностью термического режима водоема [1]. Определена прямая зависимость средней за май-октябрь температуры водной массы от температуры поверхностного слоя воды (рис. 2).

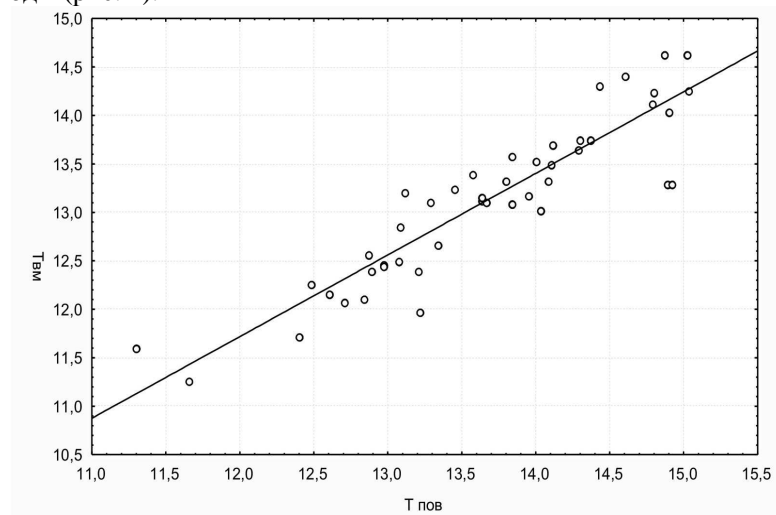


Рис. 2.
Зависимость температуры водной массы от температуры поверхностного слоя воды ($T_{вм} = 1,62 + 0,84 T_{пов.}$, $N=45$)

Исследования показали, что период 1991–2008 гг. характеризуется более высокими температурами воды в водохранилище в течение всего безледного периода (начиная с 1995 г. отмечались только положительные аномалии). По сравнению с многолетними данными очищение водохранилища ото льда весной происходит на 5 дней раньше, средняя дата установления ледостава не изменилась, продолжительность периода открытой воды увеличилась с 199 до 203 дней, возросло количество декад с температурой воды $\geq 20^{\circ}\text{C}$.

Выводы

За период существования Рыбинского водохранилища средняя за май-октябрь температура поверхностного слоя воды составила $13,9^{\circ}\text{C}$ с колебаниями от $11,3^{\circ}\text{C}$ до $15,7^{\circ}\text{C}$.

В многолетнем ходе температуры воды третьей декады апреля, июля, октября и средней за май-октябрь отмечена тенденция к повышению.

В 1991–2008 гг. в течение всего периода открытой воды средняя температура поверхностного слоя на $0,5\text{--}1,3^{\circ}\text{C}$ выше климатической нормы.

Работа выполнена при поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (проект № 10-05-00593).

1. Буторин Н.В. Температура воды и грунтов Рыбинского водохранилища / Н.В. Буторин, Т.Н. Курдина, С.С. Бакастов. – Л.: Наука, 1982. – 224 с.
2. Израэль Ю.А. Изменение глобального климата. Роль антропогенных воздействий / Ю.А. Израэль, Г.В. Груза, В.П. Мелешко // Метеорология и гидрология. – 2001. – № 5. – С. 5–21.
3. Литвинов А.С. Многолетние изменения элементов гидрометеорологического режима Рыбинского водохранилища / Литвинов А.С., Рощупко В.Ф. // Метеорология и гидрология. – 2010. – № 6. – С. 88–95.
4. Шиловцева О.А. Многолетние изменения температуры воздуха на Северо-Западном Таймыре и Нижнем Енисее в XX веке / Шиловцева О.А., Романенко Ф.А. // Метеорология и гидрология. – 2005. – № 3. – С. 55–68.

А.В. Законнова, А.С. Литвинов

Інститут біології внутрішніх вод ім. І.Д. Папаніна РАН, Росія

БАГАТОРІЧНІ ЗМІНИ ТЕМПЕРАТУРИ ВОДИ РИБІНСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

Представлені результати досліджень багаторічних змін температури води Рибінського водоймища за період 1947–2008 рр. Виявлено та оцінено лінійні тренди. Встановлено залежність між температурою водної маси та поверхні води.

Ключові слова: потепління клімату, Рибінське водосховище, температура води

A.V. Zakonnova, A.S. Litvinov

Institute of Biology of Inside Water RAS, Russia

THE WATER TEMPERATURE LONG-TERM CHANGES OF THE RYBINSK RESERVOIR

Results of the studies of long-term changes in water temperature in the Rybinsk Reservoir in 1947–2008 are presented. Linear trends have been found and evaluated. The relationship between the temperature of the water mass and the surface water in the reservoir has been established.

Key words: climate warming, Rybinsk reservoir, water temperature

УДК 577.152.3:597.556.33.1(262.5-16)

В. В. ЗАМОРОВ, И. Л. РЫЖКО, О. В. ДРУЗЕНКО, Л. В. ИВАНОВА

Одесский национальный университет им. И.И. Мечникова

Шампанский пер., 2, Одесса 65058, Украина

ТКАНЕВЫЕ ЭСТЕРАЗЫ БЫЧКА-ГОЛОВАЧА, БЫЧКА-КРУГЛЯКА И БЫЧКА-ПЕСОЧНИКА ИЗ ПРИДУНАЙСКОГО ОЗЕРА ЯЛПУГ

Методом электрофореза анализировали тканевые эстеразы бычка-головача, бычка-кругляка и бычка-песочника из придунайского озера Ялпуг. Показаны межвидовые отличия в числе молекулярных форм эстераз, а также высокая степень сходства по электрофоретической подвижности отдельных форм карбоксиэстераз.

Ключевые слова: эстеразы, полиморфизм, бычковые рыбы, придунайские озера

До недавних пор вопросы генетики популяций рыб разрабатывались лишь фрагментарно на некоторых полиморфных непромысловых видах. Однако в последние годы благодаря успехам иммунологической и биохимической генетики произошли резкие перемены, что дало возможность вплотную подойти к решению многих актуальных вопросов популяционной биологии рыб с позиций и методов генетики [4]. Вопрос о степени генетического сходства между родственными видами, о количестве и качестве генетической реорганизации, наблюдаемой при видообразовании, является предметом нескончаемой дискуссии в эволюционной биологии. Для ответа на этот вопрос необходимо иметь возможность сопоставлять меж- и внутривидовую генетически детерминированную изменчивость гомологичных признаков.

Придунайские озера – крупнейший озёрный комплекс Украины с богатым видовым разнообразием. Среди многочисленных видов рыб, обитающих в этих водоёмах выделяются бычок-головач *Neogobius kessleri* (Gunter, 1861), бычок кругляк *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814) и бычок-песочник *Neogobius fluviatilis* (Pallas, 1814). Однако имеется недостаточно сведений о структуре популяций указанных видов рыб. Различные ферментные системы широко используются как маркеры в исследованиях популяций различных видов животных [1]. Изучение ферментов в качестве маркерных систем позволяет оценивать структуру природных группировок животных, поскольку напрямую исследование генетической структуры популяций часто затруднено; выявить степень родства между различными группировками; приспособленность и чувствительность организмов к определённым внешним факторам. Подобными генетическими маркерами, в частности, являются эстеразы, что связано с их высокой внутри- и межвидовой изменчивостью и простотой выявления.

Данная работа выполнялась с целью сравнения многообразия и уровня экспрессии карбоксиэстераз у бычка-головача, бычка-кругляка и бычка-песочника, обитающих в придунайском озере Ялпуг.

Материал и методы исследований

Материалом для исследований служили особи бычка-головача, бычка-кругляка и бычка-песочника, выловленные в озере Ялпуг. Пойманную рыбу замораживали и хранили до момента проведения анализа при – 20°C. Перед экспериментом рыб размораживали, выделяли жабры и печень, гомогенизировали их в среде 0,1 М глицин-NaOH буфера pH 9,0 с 1 % тритоном X-100 в соотношении 1:5. Приготовленные гомогенаты центрифугировали в течение 15 мин. при 10 000 g на холоде. Полученные экстракты подвергали электрофоретическому разделению в 7% полиакриламидном геле, после чего, в гелевых блоках выявляли карбоксиэстеразы с помощью α -нафтилпропионата и соли диазония. Об экспрессии обнаруженных эстераз судили по показателям оптической плотности соответствующих ферментсодержащих зон гелевого блока [2, 3]. Полученные первичные данные обрабатывали статистически [5].

Результаты исследований и их обсуждение

Для проведения анализа нами использовались печень (рис. 1А) и жабры (рис. 1Б) исследуемых рыб. Несмотря на то, что ткани печени характеризуются высокой активностью карбоксиэстераз, разнообразие их значительно уступает мышцам и жабрам. Последние являются наиболее показательными для изучения меж- и внутривидового разнообразия ферментной системы, сочетая не только высокую активность, но и полиморфизм карбоксиэстераз [3].

Успехи биохимической генетики позволили выявлять аллельную изменчивость у родственных видов, не прибегая к скрещиваниям, и, таким образом, предоставили исследователям новые возможности для решения фундаментальных вопросов эволюционной биологии. Сущность этих подходов состоит в том, что электрофоретически выявляемые варианты какого-либо фермента – аллозимы – рассматриваются в качестве маркеров аллелей соответствующего локуса. Сопоставление аллозимных спектров у сравниваемых видов (или популяций) по многим генам позволяет оценить сходство их генофондов. Последние при этом характеризуются частотами аллелей (или генотипов) некоторого набора локусов [4].

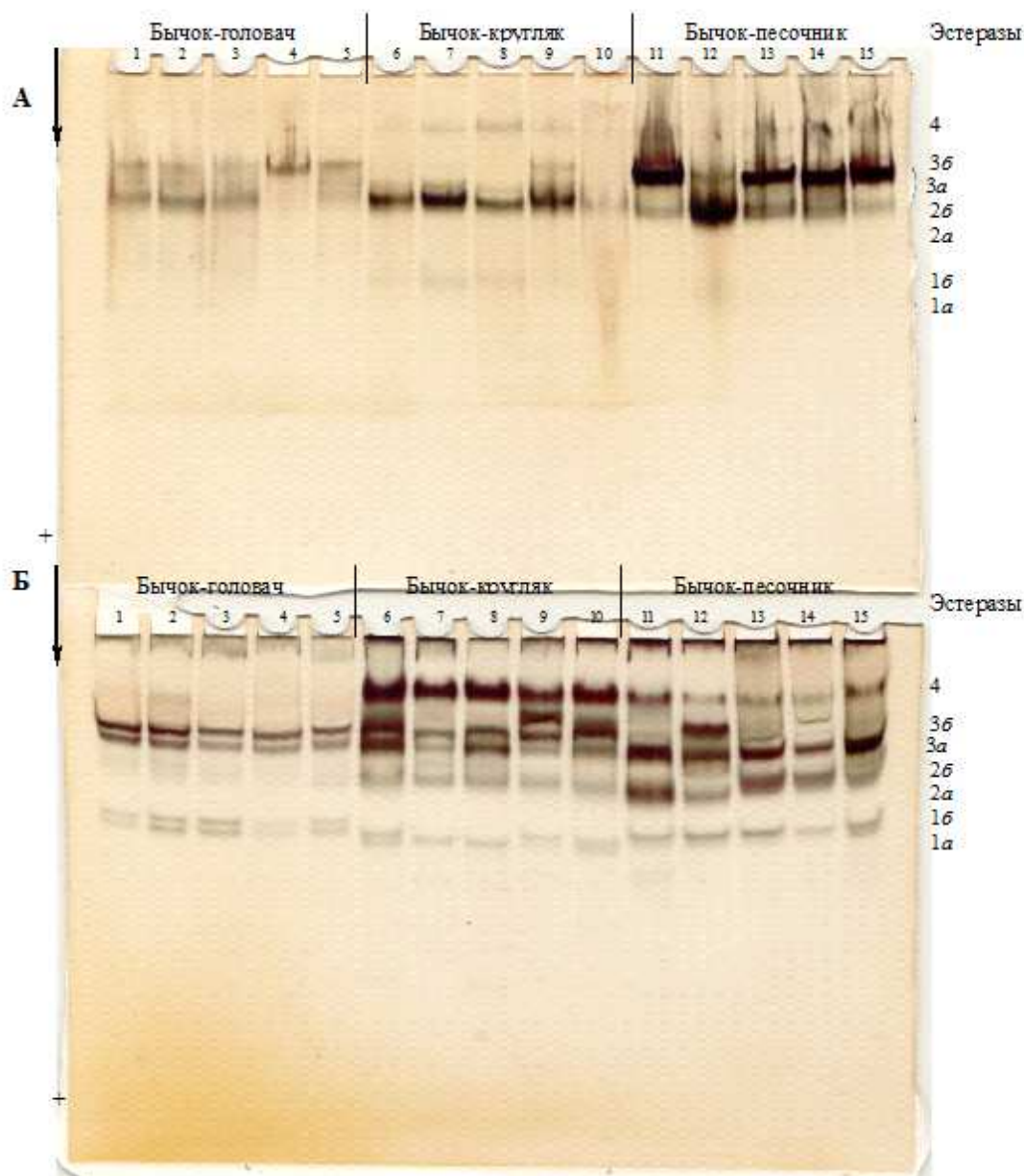


Рис. 1. Электрофоретические спектры тканевых карбоксиэстераз бычка-головача, бычка-песочника и бычка-кругляка, обитающих в озере Ялпуг: Гель А – печень, гель Б – жабры; эстеразы: 1а–4 – молекулярные формы эстераз; слоты: 1–3 – самцы головача, 4–5 – самки головача, 6–8 – самцы кругляка, 9–10 – самки кругляка, 11–13 – самцы песочника, 14–15 – самки песочника; стрелками указано направление движения ферментов

Особи кругляка и песочника из озера Ялпуг (вне зависимости от пола) обладают четырьмя основными молекулярными формами эстераз, имеющими характерные показатели электрофоретической подвижности, что указывает на индивидуальность каждого из обнаруживаемых ферментов. В то же время, у бычка-головача выявлено лишь три формы эстераз, из которых одна (эстераза 2) отмечается в следовых количествах и представлена лишь одним аллозимом (2б) с более низкой подвижностью. Наиболее медленноподвижная форма (эстераза 4) полностью отсутствует, хотя в случае других двух видов она характеризуется высокой степенью активности (рис.1).

Все ферментные формы, за исключением эстеразы 4, представлены двумя аллозимами, что определяет наличие в выборке как соответствующих гомозигот, так и гетерозигот.

Исследованные выборки (следовательно, природные популяции к которым они относятся), являются высокогомозными по эстеразе 3. В отличие от этого, быстроподвижные

карбоксиэстеразы 1 и 2 для бычка-кругляка и бычка-песочника характеризуются различной частотой встречаемости соответствующих аллозимов.

Выводы

Проведение качественного и количественного анализа экспрессии ферментов эстеролитической системы бычка-головача, бычка-кругляка и бычка-песочника, обитающих в озере Ялпуг, показало, с одной стороны, межвидовые отличия в числе молекулярных форм эстераз у рыб, с другой – высокую степень сходства по электрофоретической подвижности отдельных форм карбоксиэстераз, что определяется, вероятно, как генотипическими, так и паратипическими факторами.

Полученные данные, отображающие индивидуальные качественно-количественные особенности экспрессии изоформ карбоксиэстеразной системы, могут служить показателем гетерогенности исследованных популяций бычков на уровне молекулярного фенотипа и существенно дополнять результаты традиционного морфометрического анализа.

1. Андриевский А. М. Генетическая структура экспериментальной популяции *Drosophila melanogaster*, полиморфной по локусу β -фильной карбоксиэстеразы/ Андриевский А.М., Тоцкий А.М. // Цитология и генетика. – 2006. – Т. 40, № 6. – С. 3–10.
2. Гаркуша О. П. Полиморфизм карбоксиэстераз бычка-кругляка *Neogobius melanostomus* (Pallas) из северо-западной части Чёрного моря / О. П. Гаркуша, А. М. Андриевский, В. В. Заморов, Ю. Н. Олейник, В. А. Кучеров.] // Экология моря. – 2005. – Вып. 69. – С. 12–17.
3. Заморов В.В. Особенности полиморфизма и экспрессии тканевых карбоксиэстераз бычка-кругляка *Neogobius melanostomus* (Pallas) в водах государственного общезоологического заказника «Остров Змеиный» / [В.В. Заморов, А.М. Андриевский, И.Л. Рыжко, В.А. Кучеров и [др.] // Мат. V Міжн. наук.-практ. конф. «Заповідники Крима. Теорія, практика і перспективи заповідного дела в Черноморському регіоні». Сімферополь, 22-23 жовтня 2009. – Сімферополь, 2009. – С. 276–280.
4. Пудовкин А.И. Использование аллозимных данных для оценки генетического сходства. Биохимическая и популяционная генетика рыб / А.И. Пудовкин [Под ред. В.С. Кирпичникова]. – Л., 1979. – С. 10–17.
5. Рокицкий П. Ф. Биологическая статистика / П.Ф. Рокицкий. – Минск: Высшая школа, 1973. – 320 с.

В.В. Заморов, І.Л. Рижко, О. С. Друзенко, Л.В. Иванова
Одеський національний університет ім. І.І. Мечникова, Україна

ТКАНИННІ ЕСТЕРАЗИ БИЧКА-ГОЛОВАЧА, БИЧКА-КРУГЛЯКА І БИЧКА-ПІСОЧНИКА З ПРИДУНАЙСЬКОГО ОЗЕРА ЯЛПУГ

Методом електрофорезу аналізували тканинні естерази бичка-головача, бичка-кругляка та бичка-пісочника з придунайського озера Ялпуг. Показані міжвидові відмінності в кількості молекулярних форм естераз, а також високу ступінь подібності за електрофоретичною рухливістю окремих форм карбоксиестераз.

Ключові слова: естерази, поліморфізм, бичкові риби, придунайські озера

V.V. Zamorov, I.L. Rizhko, O.S. Druzenko, L.V. Ivanova
Odesa national university is the name of I.I. Mechnikov, Ukraine

TISSUE'S ESTERASE BIGHEAD GOBY, ROUND GOBY AND MONKEY GOBY OF THE DANUBE LAKES YALPUG

Analyzed by electrophoresis tissue's esterase Bighead goby, Round goby and Monkey goby of the Danube lakes Yalpug. Showing interspecific differences in the number of molecular forms of esterases, and the high degree of similarity in electrophoretic mobility of separate forms of esterases.

Key words: esterases, polymorphism, Bighead goby, Round goby and Monkey goby, Danube lakes Yalpug

УДК [577.34:574.63:597.08:581.526.3] (28) (477)

О.Л. ЗАРУБІН, Н.Є. ЗАРУБИНА

Інститут ядерних досліджень НАН України
пр-т Науки 47, Київ 03680, Україна

РАДІОНУКЛІДНЕ ЗАБРУДНЕННЯ КАНІВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА І ПРИБЕРЕЖНИХ НАЗЕМНИХ ЕКОСИСТЕМ

У 1986–2009 рр. вивчали вміст радіонуклідів у різних компонентах водного середовища і прибережних екосистем Канівського водосховища. Після розпаду короткоживучих радіонуклідів основний внесок у забруднення біоти вносять ^{90}Sr і ^{137}Cs .

Ключові слова: Канівське водосховище, радіонукліди, Cs-137

Основними водними джерелами Канівського водосховища (КВ) є р. Десна і Київське водосховище, яке живиться р річок Дніпра, Прип'яті і Тетеріва, басейни яких в результаті аварії на ЧАЕС були значно забруднені радіонуклідами (РН).

На берегах КВ розташовані м. Київ, інші міста та дачні поселення. Вода з водосховища споживається для питного водопостачання і сільськогосподарських потреб. Прибережні території використовуються населенням для відпочинку, збору ягід і грибів. Практично по всьому КВ здійснюється промисловий і аматорський вилов риби. У зв'язку з цим аналіз вмісту радіонуклідів в різних компонентах водних і прибережних екосистем КВ є актуальним.

Матеріал і методи досліджень

Зразки об'єктів водного середовища в середній частині акваторії КВ були відібрані на початку травня 1986 р. Основна станція відбору проб знаходиться на південному мису безіменного острова, розташованого навпроти буя № 52.

Вимірювання проводили в ІЯД НАН України стандартними методами гама-спектрометрії. Час вимірювань залежно від активності проби складав від 7200 с до 86400 с.

Питомий вміст РН у водній і наземній рослинності, ґрунті і донних відкладеннях розраховували на суху масу при природній вологості, а в грибах і рибах – на сиру масу.

Результати досліджень та їх обговорення

До аварії на ЧАЕС забруднення КВ штучними РН майже на 100% було обумовлено глобальними випаданнями в результаті випробувань ядерної зброї.

Після аварії на ЧАЕС РН забруднення КВ відбувалося в три етапи. Першим з них (розпочався 30 квітня 1986 р.) був короткостроковий гострий період, викликаний випаданням радіоактивних аерозолів на дзеркало водосховища. Друге підвищене надходження РН відбулося 16–22 травня 1986 р. і було викликано “добіганням” забруднених РН водних мас з північних територій водозбору. Третій етап хронічного надходження відносно невеликої кількості РН продовжується донині. З 1987 р. основний внесок у забруднення води штучними радіонуклідами вносять ^{137}Cs і ^{90}Sr . Їх вміст, в основному, визначається надходженням “брудної” води з Київського водосховища.

Вода і гідробіонти. У квітні–травні 1986 р. у воді виявляли до 15 гама-випромінюючих РН “чорнобильського” походження. Основний внесок в РН забруднення води вносили ^{140}Ba , ^{131}I , ^{141}Ce , ^{95}Zr , ^{95}Nb , ^{103}Ru , ^{106}Ru . В результаті випадання радіоактивних аерозолів на дзеркало КВ максимальна сумарна активність (6 кБк/л) зареєстрована 3 травня в середній частині КВ в районі м. Ржищів. Тоді ж на інших ділянках КВ вміст РН у воді був у декілька разів нижчий.

У другій половині травня вплив природного процесу радіоактивного розпаду на вміст короткоживучих РН компенсувався їх додатковим надходженням з більш забруднених розташованих вище територій водозбору. Надалі в результаті розпаду і накопичення РН компонентами водних екосистем вміст радіоактивних ізотопів у воді КВ до кінця 1986 р. знизився в сотні разів. З того часу РН забруднення води КВ було обумовлено майже на 100% ізотопами цезію (особливо ^{137}Cs) і ^{90}Sr .

Після завершення періоду інтенсивних надходжень вміст ^{137}Cs і ^{90}Sr у воді КВ, в основному, визначається їх надходженням з територій водозбору Київського водосховища і р. Десна [1]. У період 2000–2009 рр. середньорічний вміст розчинених ^{137}Cs і ^{90}Sr у воді КВ знижується до 0,005 – 0,016 Бк/л і 0,030–0,150 Бк/л відповідно, що значно нижче допустимих рівнів (ДР-2006) [2], які діють нині в Україні.

Частина РН була акумульована в донних відкладеннях, де їх вміст в травні 1986 р. варіював в межах 3–100 кБк/кг, зокрема вміст ^{137}Cs – 50–1000 Бк/кг. У водній рослинності були присутні всі “чорнобильські” РН, а найбільший їх сумарний вміст зареєстрований 15.05.1986 р. в обростаннях на набережній Києва в районі моста “Метро”, де він знаходилося на рівні $\times 10^4$ кБк/кг. При цьому вміст ^{137}Cs в даному зразку складав 125 кБк/кг. Одночасно вміст РН в нитчастих водоростях роду *Cladophora* сягав $\times 10^3$ кБк/кг. Серед вищих водних рослин (ВВР) найактивніше накопичувала РН ряска *Lemna minor* (L.), в якій їх вміст в середині травня 1986 р. іноді трохи перевищував 300 кБк/кг. У інших ВВР вміст РН був набагато нижчий і зазвичай не перевищував $\times 10^1$ – $\times 10^2$ кБк/кг. До кінця 1986 р. – першій половині 1987 р. сумарний вміст РН у всій водній рослинності істотно зменшився і не перевищував $\times 10^1$ кБк/кг, причому з тих пір донині основний внесок в РН забруднення водної рослинності КВ вносить ^{137}Cs , де його вміст в 2009 р., як правило, вже не перевищує 100 Бк/кг.

У водних тваринах КВ в травні 1986 р. сумарний вміст РН був значно нижчий і зазвичай не перевищував $\times 10^4$, зрідка $\times 10^5$ Бк/кг. Найбільший вміст РН реєструвався в річковому раку *Astacus leptodactylus* Eichw., де він перевищував такий в рибах в 4–40 разів.

У КВ не було активного накопичення ^{54}Mn , ^{125}Sb , ^{95}Zr , ^{95}Nb , ^{141}Ce , ^{144}Ce , ^{106}Ru і ^{103}Ru рибами, що ймовірно пов'язано з малодоступністю цих РН для риб, оскільки дані РН випадали, в основному, у вигляді важкорозчинних паливних частинок. ^{131}I , ^{140}Ba , ^{90}Sr , ^{134}Cs , і ^{137}Cs активно накопичувалися рибами

У гострий період найінтенсивніше рибами накопичувалися ^{131}I і ^{140}Ba . Ймовірно, що опичення цих РН рибами відбувалося через зовнішні покрови і зябра, оскільки протягом декількох діб після попадання цих РН у воду маловірогідне їх проходження по трофічних ланцюгах, яке звичайно вимагає тривалого часу. Так, в тушці *Esox lucius* L. практично через 2–3 доби після початку інтенсивного надходження ^{131}I у воду вже 02.05.1986 р. зареєстроване 2250 Бк/кг цього РН. Одночасно для інших хижих видів риб так само був характерний високий вміст ^{131}I . У тушках *Lucioperca lucioperca* L. і *Perca fluviatilis* L. його вміст знаходився на рівні 1000–2000 Бк/кг. У бентофагах вміст ^{131}I був у декілька разів нижчим і не перевищував 900 Бк/кг.

Після розпаду короткоживучих РН з червня–серпня 1986 р. основний внесок в РН забруднення риб КВ почали вносити ізотопи цезію, які накопичуються переважно у м'язах. В результаті проходження ^{137}Cs по харчовому ланцюгу вміст цього РН в м'язах більшості “мирних” видів риб через 2–6 місяців після аварії досяг свого максимуму – 100–200 Бк/кг. У зв'язку з деякою затримкою проходження ^{137}Cs по харчовому ланцюзі в іхтіофагах найбільші значення вмісту цього РН реєструвалися через 5–12 місяців після аварії. У м'язах *Esox lucius* L. вміст ^{137}Cs сягав 200 Бк/кг; у *Silurus glanis* L. і *Lucioperca lucioperca* L. – 250 Бк/кг, *Perca fluviatilis* L. – 300 Бк/кг; *Aspius aspius* L. – 600 Бк/кг.

Надалі вміст ^{137}Cs в рибах КВ знижується і до 2009 р. складає 2,5–40,0 Бк/кг, що значно нижче за норму [2]. Найбільшим вмістом ^{137}Cs характеризуються іхтіофаги.

^{90}Sr накопичувався м'язами риб КВ в значно менших кількостях порівняно з ^{137}Cs . У 2000–2009 рр. вміст ^{90}Sr в м'язах риб знаходився в межах 0,1–4,0 Бк/кг.

Компоненти прибережних наземних екосистем. Берег будь-якого водоймища можна розглядати як особливу природну зону, багату органікою і киснем. Високі рівні вмісту органіки і специфічної біоти, специфічні гідрологічні умови обумовлюють накопичення тут біогенних речовин і радіоактивних елементів, зокрема ^{137}Cs . У середній частині КВ на лівому березі напроти буя № 47 поблизу води сумарний вміст РН 02–03.05.1986 р. сягав: стебло *Typha angustifolia* L. торішньої вегетації (1985 р.) – 20000 кБк/кг, хвоя *Pinus silvestris* L. – 1100 кБк/кг, трава (вид не визначений) – 7000 кБк/кг, верхній шар ґрунту (0–1 см) – 600 кБк/кг, верхній шар ґрунту біля води – 1500 кБк/кг, хоча середні значення були у декілька разів нижчими. Вміст ^{137}Cs в стеблах *Typha angustifolia* L. торішньої вегетації сягав 325 кБк/кг, в травах – 35 кБк/кг, у верхньому шарі ґрунту (0–1 см) – 30 кБк/кг, в підстилці – 50 кБк/кг.

Значно була забруднена РН виключно берегова лінія. Гама-фон на відстані 100 м від води у бік берега знижувався в 5–100 разів, а радіоактивність наземної рослинності і ґрунту – у 10–1000 разів.

Весняна повінь 1987 р. і штормове розмивання берегів сприяли розмиванню локальних ділянок відкладення РН. Надалі радіоактивність берегової лінії значно знизилася. У травні 1986 р. радіоактивність прибережної рослинності, в основному, визначалася поверхневим забрудненням. Завдяки опам і змиву від елементів короткого періоду напіврозпаду (^{132}Te , ^{239}Np , ^{140}Ba і ^{131}I) наземна рослинність, що знаходиться поблизу берега, за 1–2 місяця з моменту інтенсивних випадань очистилася в 100–10000 разів. З 1987 р. основний внесок в РН забруднення прибережних наземних екосистем КВ вносить ^{137}Cs . У подальші роки його вміст в основних компонентах знижується. У

2009 р. вміст ^{137}Cs на березі в районі буя № 47 реєструється в межах: трава – 24–110 Бк/кг, ґрунт (шар 0–5 см) – 80–840 Бк/кг, гриби різних видів – 10–2500 Бк/кг, підстилка – 300–2600 Бк/кг.

Висновки

В результаті аварії на ЧАЕС на акваторію КВ надійшли штучні РН. Найбільш забрудненою виявилася лівобережна ділянка берегової лінії в районі м. Ржищів, де сумарний вміст РН в біотичних об'єктах сягав 20000 кБк/кг (стебла *Typha angustifolia* L. торішньої вегетації 1985 р.). Серед “чорнобильських” РН в найвищі концентраціях реєстрували для ^{140}Ba , ^{131}I , ^{141}Ce , ^{95}Zr , ^{95}Nb , ^{103}Ru , ^{106}Ru . Після розпаду цих РН основний внесок у забруднення всіх досліджених компонентів водних і прибережних екосистем роблять ^{90}Sr і ^{137}Cs . Вміст цих РН у воді і рибках значно нижчий, ніж ДР – 2006, а в грибах іноді перевищує дані норми в 2–3 рази.

1. Зарубин О.Л. Содержание радионуклидов в воде Каневского водохранилища после аварии на ЧАЭС 1986 г. / Зарубин О. Л., Канивец В. В. // 36. наук. праць ін.-ту ядерних досліджень. – 2005. – № 3 (16). – С. 110–130.
2. ГН 6.6.1.1-130-2006. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді. Державні гігієнічні нормативи. Затв. Наказ МОЗ України від 19.08.97 № 255.

О.Л. Зарубин, Н.Е. Зарубина

Институт ядерных исследований НАН Украины, Киев

РАДИОНУКЛИДНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ КАНЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА И ПРИБРЕЖНЫХ НАЗЕМНЫХ ЭКОСИСТЕМ

В 1986–2009 гг. изучали содержание радионуклидов в различных компонентах водной среды и прибрежных экосистем Каневского водохранилища. После распада короткоживущих радионуклидов основной вклад в загрязнение биоты вносят ^{90}Sr и ^{137}Cs .

Ключевые слова: Каневское водохранилище, радионуклиды, Cs-137

O.L. Zarubin, N.E. Zarubina

Institute Nuclear Researches of NAS of Ukraine, Kyiv

RADIONUCLIDES CONTAMINATION OF KANEV RESERVOIR AND OFF-SHORE SURFACE ECOSYSTEMS

During 1986–2009 the content of radionuclides in different components of water environment and coastal ecosystems of the Kanev Reservoir was studied. The main contribution to contamination of biota introduces ^{90}Sr and ^{137}Cs after disintegration of short-lived radioisotopes.

Key words: Kanev Reservoir, radionuclides, Cs-137

УДК 556.531:574.583

А.А. ЗЕНЧЕНКО, Н.В. ТКАЧУК

Чернігівський національний педагогічний університет ім. Т.Г. Шевченка
вул. Гетьмана Полуботка, 53, Чернігів 14013, Україна

ОЦІНКА ЯКОСТІ ВОДИ Р. БІЛОУС ЗА МІКРОЗООПЛАНКТОНОМ

Оцінено якість води р. Білоус за мікрозoopланктоном в умовах впливу стічних побутових вод «Чернігівводоканалу». Показано, що види β -мезосапробної зони зникають, або зменшують чисельність. Види α -мезосапробної зони збільшують чисельність.

Ключові слова: якість води, мікрозoopланктон, гідробіологічна індикація

Річка Білоус відіграє значну роль для Чернігівської області і як зона рекреації, і як джерело водопостачання. Основний негативний вплив на формування якості води у Білоусі здійснює скидання неочищених стічних вод КП «Чернігівводоканалу». Визначення характеру і масштабів впливу скидів підприємства на екологічний стан річки Білоус набуває особливого значення ще й тому, що нижче по течії русла р. Десни, в яку впадає р. Білоус, знаходиться питний водозабір м. Києва [3].

Контроль якості води в районі водовипуску стічних вод м. Чернігова проводиться державними контролюючими екологічними службами, але ці дослідження стосуються лише фізико-хімічних показників води. Зараз існує тенденція до зміщення акцентів від оцінки якості води як ресурсу у бік оцінки якості води як середовища існування, а також – у бік оцінки загального екологічного стану водного об'єкту. Для оцінки якості води як середовища існування використовують гідробіологічну індикацію [5, 7].

Метою роботи було дослідити якість води р. Білоус за мікрозоопланктоном.

Матеріал і методи досліджень

Відбір проб здійснювали з січня 2009 р. до грудня 2009 р. з двох точок, перша з яких розташована на 500 м вище скиду стічних вод, а друга – на 500 м нижче скиду. Проби відбирали за допомогою проціджування води через планктонну сітку. В пробах мікроскопічно визначали видовий склад і підраховували кількість організмів різних видів [8]. Як гідробіологічні показники ступеня очищення стоків використали наявність (відсутність) організмів-індикаторів [1, 2].

Ступінь органічного забруднення визначали за допомогою індексу сапробності за методом Пантле і Букка [4]. В складі мікрозоопланктону досліджували одноклітинні найпростіші з таких таксонів: клас рослинні джгутикові (Phytomastigophorea), клас тваринні джгутикові (Zoomastigophorea), підтип саркодові (Sarcodina) і тип інфузорії (Ciliophora) [9].

Результати досліджень та їх обговорення

Динаміка мікрозоопланктону тісно пов'язана з хімічним складом води р. Білоус. Порівняння видового різноманіття мікрозоопланктону р. Білоус вище і нижче скиду стічних вод показало, що у результаті забруднення зникають або пригнічуються види, характерні для оліго- та β-мезосапробних зон, а їх екологічну нішу займають стійкіші до забруднення органічними речовинами α-мезосапробні та полісапробні види. Особливо чітко помітні ці тенденції у пробах, що відбирали в період від 27.01.09 до 25.04.09 р., що пов'язано з значним збільшенням у воді концентрації біогенних речовин та перевищенням встановлених для них ГДК.

З класу рослинні джгутикові найбільш чутливими до зміни хімічного стану води є *Amphidinium lacustre*, *Lepocinclis playfairiana*. При збільшенні концентрації біогенних речовин у воді зафіксовано стрімке зниження чисельності цих видів (табл.1). І навпаки, під впливом збільшення концентрації біогенних речовин у воді, чисельність рослинних джгутикових роду *Euglena* (*Euglena viridis*, *E. genicylata*) збільшується.

Таблиця 1

Динаміка чисельності (екз/мл) представників класу рослинні джгутикові
(Phytomastigophorea) в р. Білоус

Вид	Точка та дата відбору проби																							
	вище		нижче		вище		нижче		вище		нижче		вище		нижче		вище		нижче		вище		нижче	
	27.01.09		28.02.09		28.03.09		25.04.09		30.05.09		27.06.09		24.07.09		28.08.09		25.09.09		29.10.09		24.11.09		25.12.09	
<i>Amphidinium lacustre</i>	3	0	4	2	4	3	3	0	1	0	3	1	2	1	2	2	2	0	3	1	2	1	2	0
<i>Lepocinclis playfairiana</i>	3	1	3	2	2	2	3	1	1	0	2	1	2	1	3	0	4	2	4	2	1	1	3	1
<i>Euglena viridis</i>	1	3	1	2	2	2	2	3	2	2	2	2	2	4	2	3	1	2	1	2	1	2	1	2
<i>E. genicylata</i>	1	1	1	3	2	2	2	2	2	3	2	2	2	3	2	3	1	1	1	2	1	2	1	2

Представники класу тваринні джгутикові (Zoomastigophorea) мають ширшу екологічну валентність щодо біогенних речовин [9], тому, можливо, не зафіксовано випадання видів або різкої зміни їх чисельності (табл. 2). Але для видів *Bodo repens* та *Cercoboda radiatus* відмічено збільшення чисельності, оскільки вони є представниками β-мезосапробної зони.

Таблиця 2

Динаміка чисельності (екз/мл) представників класу Тваринні джгутикові (Zoomastigophorea) в р. Білоус

Вид	Точка та дата відбору проби																							
	вище	нижче	вище	нижче	вище	нижче	вище	нижче	вище	нижче	вище	нижче	вище	нижче	вище	нижче	вище	нижче	вище	нижче	вище	нижче	вище	нижче
	27.01.09		28.02.09		28.03.09		25.04.09		30.05.09		27.06.09		24.07.09		28.08.09		25.09.09		29.10.09		24.11.09		25.12.09	
<i>Tetramitus poliformis</i>	0	0	0	0	1	1	2	2	2	3	1	1	1	2	2	2	1	1	1	1	0	0	0	0
<i>Bicoeca lacustris</i>	0	1	0	1	1	1	1	2	1	1	1	2	1	2	1	1	1	2	1	1	1	2	1	0
<i>Bodo repens</i>	0	1	0	2	0	2	1	3	1	2	1	1	1	2	1	2	0	3	0	2	1	2	1	3
<i>Cercoboda radiatus</i>	2	2	1	2	2	3	2	3	1	1	2	1	1	3	1	2	2	2	2	1	2	1	3	2

Саркодові (Sarcodina) роду *Arcella* (*Arcella vulgaris*, *A. discoides*), які належать до бентосних організмів, та види *Pelomyxa palustris*, *Centropyxis aerophyla* збільшують свою чисельність у точці відбору проби нижче скиду стічних вод (табл. 3).

Таблиця 3

Динаміка чисельності (екз/мл) представників підтипу Саркодові (Sarcodina) в р. Білоус

Вид	Точка та дата відбору проби																							
	вище	нижче	вище	нижче	вище	нижче	вище	нижче	вище	нижче	вище	нижче	вище	нижче	вище	нижче	вище	нижче	вище	нижче	вище	нижче	вище	нижче
	27.01.09		28.02.09		28.03.09		25.04.09		30.05.09		27.06.09		24.07.09		28.08.09		25.09.09		29.10.09		24.11.09		25.12.09	
<i>Pelomyxa palustris</i>	2	3	2	2	2	2	2	1	1	1	1	2	1	3	1	1	2	2	1	2	1	3	1	3
<i>Arcella vulgaris</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. discoides</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Centropyxis aerophyla</i>	3	1	3	1	2	1	2	2	3	1	3	1	0	1	0	1	0	1	0	1	3	3	3	2

Підтип Інфузорії (Ciliophora) – найпоширеніша група одноклітинних представників мікрозоопланктону р.Білоус. Вона представлена 9-ма видами (табл. 4). На зміну хімічного складу води вони реагують по-різному: вид *Colpoda cucullus* зменшує свою чисельність, а інші види, навпаки, збільшують. Слід зазначити, що велика кількість хижих інфузорій є ознакою підвищення чисельності бактерій [6], що вказує на незадовільний стан води в р. Білоус.

Таблиця 4

Динаміка чисельності (екз/мл) представників підтипу Інфузорії (Ciliophora) в р. Білоус

Вид	Точка та дата відбору проби																							
	вище	нижче	вище	нижче	вище	нижче	вище	нижче	вище	нижче	вище	нижче	вище	нижче	вище	нижче	вище	нижче	вище	нижче	вище	нижче	вище	нижче
	27.01.09		28.02.09		28.03.09		25.04.09		30.05.09		27.06.09		24.07.09		28.08.09		25.09.09		29.10.09		24.11.09		25.12.09	
<i>Colpoda cucullus</i>	3	1	2	1	2	2	3	1	3	1	0	1	0	1	0	1	0	1	3	3	3	2	2	1
<i>Colpidium campylum</i>	2	2	1	2	1	2	2	2	1	2	2	2	1	1	1	0	1	0	1	1	1	0	1	2
<i>C. colpoda</i>	2	3	1	3	1	2	1	2	2	3	1	3	1	0	1	0	1	0	1	0	1	3	3	3
<i>Glaucoma scintillans</i>	2	2	1	2	2	3	2	3	1	1	2	1	1	3	1	2	2	2	2	1	2	3	3	3
<i>Paramecium putrinum</i>	1	2	0	2	0	2	1	2	1	3	2	3	1	2	1	1	1	3	1	3	0	1	0	1
<i>P. trichium</i>	2	3	2	2	2	2	2	3	1	1	1	2	1	3	1	1	2	2	1	2	1	3	1	3
<i>P. caudatum</i>	3	0	3	0	2	1	2	2	2	0	2	2	3	1	3	2	1	1	0	0	2	2	1	0
<i>Tetrahymena pyriformis</i>	1	3	1	3	1	2	1	2	2	3	1	3	1	3	1	3	0	1	1	3	1	3	3	3
<i>Uronema nigricans</i>	1	3	1	4	1	3	2	4	2	3	2	2	2	4	2	2	2	3	2	4	2	2	2	3

Величина індексу сапробності (табл. 5) у точці відбору вище скиду стічних вод КП «Чернігівводоканалу» коливається від 1,85 до 2,23 і відповідає β -мезосапробній зоні, а у точці відбору нижче скиду стічних вод коливається від 2,25 до 3,30 і відповідає α -мезосапробній зоні [6].

Таблиця 5

Динаміка індексу сапробності води р. Білоус

Місце відбору проб	Дата											
	27.01.09	28.02.09	28.03.09	25.04.09	30.05.09	27.06.09	24.07.09	28.08.09	25.09.09	29.10.09	24.11.09	25.12.09
р.Білоус вище скиду стічних вод	1,85	2,23	2,23	2,23	2,23	2,25	2,23	2,23	2,23	1,85	1,85	1,85
р.Білоус нижче скиду стічних вод	3,26	2,5	2,28	3,30	2,8	3,0	3,15	3,05	2,25	2,65	2,5	2,63

Висновки

Отже, внаслідок скиду стічних вод «Чернігівводоканалу» в р. Білоус спостерігається зміна сапробності води з β - на α -мезосапробну. При цьому види β -мезосапробної зони зникають або зменшують чисельність, а види α -мезосапробної зони збільшують чисельність.

1. Гідроекологічна токсикологія та біоіндикація забруднень: Теорія, методи, практика використання / за ред. І.Т. Олексіва, Л.П. Брагинського. – Львів: Світ, 1995. – 440с.
2. Голубовская Э.К. Биохимические основы очистки вод / Э.К. Голубовская – М.: Высшая школа, 1978. – 268 с.
3. Доповідь про стан навколишнього природного середовища в Чернігівській області за 2008 р. – Чернігів, 2009. – 204 с.
4. Лукиных Н.А. Методы доочистки сточных вод / Н.А. Лукиных, Б.Л. Липман, В.П. Кришту – М.: Стройиздат, 1978. – 96 с.
5. Метелев В.В. Водная токсикология / В.В. Метелев, А.И. Канаев, И.Г. Дзасохова. – М.: Колос, 1971. – 257 с.
6. Методы анализа природных и сточных вод / [под ред. Сенявина М. М.] – М.: Наука, 1977. – 258 с.
7. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / [за ред. В.Д. Романенка, Ін-т гідробіології НАН України]. – К.: Логос, 2006. – 408 с.

8. *Методические рекомендации по теме “Гидробиологический контроль за работой биологических очистных сооружений”*. – К.: ИПК Минжилкомхоз УССР, 1990. – 54 с.
9. *Хаусман К.* Протозоология. – М.: Мир, 1988. – 334 с.

А.А. Зенченко, Н.В. Ткачук

Черниговский национальный педагогический университет им. Т.Г. Шевченко, Украина

ОЦЕНКА КАЧЕСТВА ВОДЫ Р. БИЛОУС С ПОМОЩЬЮ МИКРОЗООПЛАНКТОНА

Исследовали качество воды р. Белоус с помощью микрозоопланктона в условиях влияния сточных бытовых вод «Черниговводоканала». Показано, что виды β -мезосапробной зоны исчезают или уменьшают численность. Виды α -мезосапробной зоны увеличивают численное представление видов.

Ключевые слова: качество воды, микрозоопланктон, гидробиологическая индикация

A.A. Zenchenko, N.V. Tkachuk

Chernihiv National Taras Shevchenko Pedagogical University, Ukraine

ESTIMATION OF QUALITY OF WATER OF R. BILOUS BY MICROZOOPLANKTON

Quality of water river Belous by microzooplankton in condition influence everyday water of „Chernichivvodocanal” is investigated. It is shown that species of β -mesosaprobe zone disappear, or decrease of number. Species of α -mesosaprobe zone raise of number.

Key words: quality of water, microzooplankton, hydrobiological indication

УДК 477.472(282.247.32)

Л.М. ЗУБ

Інститут зоології ім. І.І. Шмальгаузена НАН України

вул. Б. Хмельницького, 15, Київ 01601, Україна

ВПЛИВ СПОРУД БЕРЕГОУКРІПЛЕННЯ ДНІПРОВСЬКИХ ВОДОЙМИЩ НА ФОРМУВАННЯ УГРУПОВАНЬ МАКРОФІТІВ

Розглядається роль різноманітних споруд берегоукріплення як біотопів для поселення макрофітів. Найефективнішим для підтримання видового і ценотичного різноманіття угруповань макрофітів є поєднання піщаних примивів і кам'яних споруд.

Ключові слова: споруди берегоукріплення, поселення макрофітів

Більше 20% сучасної берегової лінії дніпровських водосховищ займають споруди берегоукріплення (піщані примиви, кам'яні накиди та кам'яно-накидні банкети, бетонні стінки, дамби тощо) [3]. Вони є техногенними елементами, спорудження яких, певною мірою, є стресом для природних екосистем. Проте з плином часу такі об'єкти, сприяючи збільшенню різноманіття біотопів, все більше освоюються гідробіонтами і стають невід'ємною частиною функціонування водної екосистеми [1]. Рослинний і тваринний світ споруд берегоукріплення формується за рахунок мешканців прилеглих мілководь, проте специфіка нових біотопів визначає у біоценозах свої характерні риси.

Ця робота присвячена дослідженню впливу споруд берегоукріплення дніпровських водосховищ на формування заростей макрофітів.

Матеріал і методи досліджень

Дослідження проведені загальноприйнятими флористичними та фітоценотичними методиками [2]. Протягом липня–серпня 2003–2005 рр. досліджувалися ділянки берегів водосховищ Дніпровського каскаду, на яких проводилися роботи з берегоукріплення. Всього обстежено 105 ділянок на Київському (22 споруди), Канівському (14 ділянок), Кременчуцькому (26), Дніпродзержинському (19), Дніпровському (8), та Каховському (16) водоймищах.

Результати досліджень та їх обговорення

Придатними для поселення макрофітів є біотопи, що виникають лише в результаті створення піщаних примивів. Проте кам'янисті та бетонні споруди також відіграють важливу роль у формуванні прибережних заростей, оскільки будь-які заходи щодо берегоукріплення сприяють стабілізації прилеглих мілководь і, як результат, заселенню їх ценозами повітряно-водних та водних рослин. На усіх досліджених водосховищах ділянки піщаних примивів та суміжні з спорудами берегоукріплення мілководдя інтенсивно заростають угрупованнями водних рослин.

Флористичний склад таких ділянок зформований типовими для Дніпровського каскаду видами макрофітів, проте дещо збіднений. Вищі водні рослини ділянок, що досліджувалися, представлені 39 видами судинних рослин (табл.).

Таблиця

Особливості угруповань макрофітів, що формуються в районах споруд берегоукріплення дніпровських водосховищ

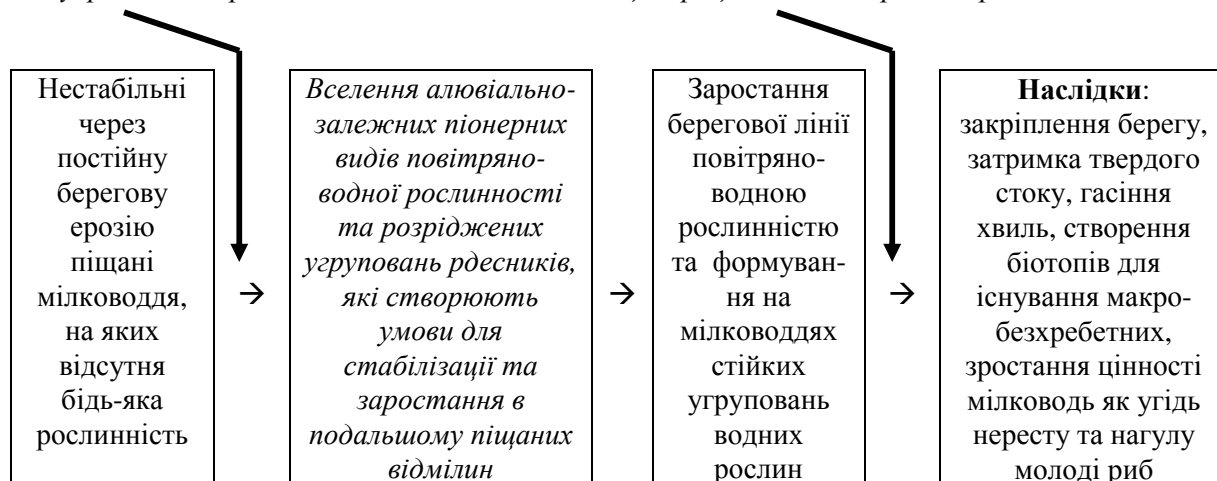
№ п/п	Тип берегоукріплення	Особливості угруповань макрофітів
1	Ерозійні ділянки без берегоукріплення.	3–5 видів макрофітів. На відстані 20–50 м від берега формується 1–2 смуги розріджених (ПП 20–40%) заростей занурених макрофітів, пояс повітряно-водних рослин відсутній. Реофільно-лімнофільний комплекс рдесників з домінуванням <i>Potamogeton pectinatus</i> L., <i>P. perfoliatus</i> L., <i>P. lucens</i> L.
2	Недавно створені (1–5 років) піщані примиви	3–7 видів. Угруповання макрофітів розпочинаються на відстані 5–10 м від берега. Пояс повітряно-водних рослин відсутній або на стадії формування (поодинокі екземпляри або розріджені угруповання піонерних видів (<i>Butomus umbellatus</i> L., <i>Schoenoplectus lacustris</i> (L.) Palla, <i>Sch. tabernemontanii</i> C. C. Gmel., <i>Alisma plantago-aquatica</i> L.). Реофільно-лімнофільний комплекс рдесників формує 1–2 смуги (<i>Potamogeton pectinatus</i> , <i>P. perfoliatus</i> , <i>Najas major</i> L.), зарості плямисті, ПП 20–30, рідше 40–60%.
3	Піщані примиви, що існують понад 5 років	7–15 видів. Виражені три пояси: повітряно-водних рослин (домінує <i>Phragmites australis</i> , <i>Typha angustifolia</i> , <i>Bolboschoenus maritimus</i> (L.) Palla), мілководний (до 1 м) занурених рослин (<i>Potamogeton pectinatus</i>) та більш глибоководний (до 2.0 м) – <i>P. perfoliatus</i> , <i>P. lucens</i> , <i>Myriophyllum spicatum</i> . ПП 30–60
4	Недавно створені кам'яно-накидні банкети (до 10 років)	3 види. Перші два пояси макрофітів відсутні, на відстані 15–20 м від берега та глибині 1,5 м – розріджена смуга <i>Potamogeton perfoliatus</i> (ПП 10–15%).
5	Кам'яно-накидні споруди, що існують понад 10 років	5–7 видів макрофітів. Формується 1 смуга розріджених (ПП 20–40%) заростей занурених макрофітів, пояс повітряно-водних рослин відсутній. Домінує реофільно-лімнофільний комплекс рдесників <i>Potamogeton perfoliatus</i> , <i>P. lucens</i> та <i>Myriophyllum spicatum</i>
6	Комбінована споруда берегоукріплення: бетонні або кам'яні утворення, укріплені піщаними примивами	Флористично багаті угруповання – 12–15 видів макрофітів. Виражені три пояси макрофітів – повітряно-водних рослин (у складі <i>Phragmites australis</i> , <i>Typha angustifolia</i> , <i>Bolboschoenus maritimus</i>), занурених, алювіально залежних макрофітів (<i>Najas major</i> , <i>Potamogeton pectinatus</i>) та реофільно-лімнофільний (<i>P. perfoliatus</i>). Зарості щільні (ПП 60–70%, до 90%), строкаті.

Зарості водних рослин в районах споруд берегоукріплення характеризуються збідненим видовим складом та спрощеною ценотичною структурою. У разі існування споруди берегоукріплення протягом незначного часу (до 5 років), спостерігалися розріджені, фрагментарні угруповання макрофітів. Найбільшим видовим та ценотичним різноманіттям характеризувалися ділянки, прилеглі до комбінованих споруд берегоукріплення, при будівництві яких бетонні дамби чи кам'яно-накидні банкети укріплювалися піщаними примивами. Угруповання макрофітів на піщаних примивах характеризуються більшим видовим складом і більшою строкатістю фітоценозів макрофітів, ніж ділянки мілководь, прилеглі до кам'яних висипок та бетонних споруд.

В екологічному профілі заростання досліджених ділянок спостерігається до 4 поясів макрофітів: два пояси повітряно-водних рослин (як низькорослих, так і високорослих), пояс дрібнолистих рдесників (насамперед, угруповання *Potamogeton pectinatus*) на глибинах 0,3–0,8 м та

Через п'ять–шість років після створення піщаного примиву чи комбінованої споруди берегоукріплення на прилеглих мілководдях розпочинається природна сукцесія заростання. Можна прослідкувати наступні етапи становлення ландшафтних комплексів мілководь на таких ділянках:

стабілізація процесів ландшафтотворення



Процес заростання новостворених в результаті укріплення берега біотопів є етапом “натуралізації” (вторинного відновлення структури природних ландшафтів) техногенно змінених територій, якими є споруди берегоукріплення. Її прояви: поступове заростання основ піщаних примивів зі сторони берега характерною псамофільною рослинністю, що є першими стадіями природної сукцесії, направленої на відновлення рослинності заплави; поступове закріплення берегової зони піщаних примивів заростями повітряно-водної рослинності, що є відновленням приуслівих ландшафтів; поступове заростання піщаних мілководь, захищених спорудами берегоукріплення, угрупованнями водних рослин – формування мілководних ландшафтів;

заселення та освоєння споруд берегоукріплення угрупованнями гідробіонтів, формування типових гідробіоценозів водосховищ.

Висновки

На прилеглих до споруд берегоукріплення мілководдях та створених піщаних примивах, зафіксовано 39 видів макрофітів. Для усіх досліджених мілководних ділянок в районі споруд берегоукріплення дніпровських водосховищ характерне утворення заростей водних рослин поясного складу, що є свідченням стабілізації мілководь і припинення абразійних процесів. Існуючі способи берегоукріплення водосховищ не перешкоджають виникненню в зоні їхнього впливу екосистем і угруповань, структура і функціонування яких відповідає типу лімнічних (озерних). Заходи берегоукріплення, проведені за прийнятими схемами, сприяють зростанню різноманітності мілководних біотопів. Найефективнішим для підтримання видового і ценотичного різноманіття угруповань макрофітів є поєднання піщаних примивів і кам'яних споруд.

1. Зуб Л.М. Споруди берегоукріплення дніпровських водоймищ як резервати біотичного різноманіття гідробіонтів / Л.М. Зуб // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2010. – Т.18 – С. 238–242.
2. Катанская В.М. Высшая водная растительность континентальных водоемов СССР / В.М. Катанская. – Л.: Наука, 1981. – 185 с.
3. Правила експлуатації водосховищ дніпровського каскаду. – К.: Генез, 2003. – 176 с.

Л.Н. Зуб

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

ВЛИЯНИЕ СООРУЖЕНИЙ БЕРЕГОУКРЕПЛЕНИЯ ДНЕПРОВСКИХ ВОДОХРАНИЛИЩ НА ФОРМИРОВАНИЕ СООБЩЕСТВ МАКРОФИТОВ

Рассматривается роль различных сооружений берегоукрепления как местообитаний макрофитов. Наиболее эффективным для поддержания видового и ценотического разнообразия сообществ макрофитов является сочетание песчаных примывов и каменных сооружений.

Ключевые слова: сооружения берегоукрепления, поселения макрофитов

L.M. Zub

I.I. Schmalhausen Institute of Zoology of NAS of Ukraine, Kyiv

THE COASTAL FORTIFICATIONS OF THE DNIEPER RESERVOIRS AS OF HYDROBIONTS HABITATS

The role of different coastal fortifications which support of hydrobionts habitats is observed. Most effective for maintenance of landscape and biodiversity is combination of sandy alluviums and stone buildings.

Key words: coastal fortifications, settlements of macrophytes

УДК 577.472.591.52

О.Р. ІВАНЕЦЬ

Львівський національний університет ім. Івана Франка
вул. Грушевського, 4, Львів 79005, Україна

ЗООПЛАНКТОН ВОДОЙМ М. ЛЬВІВ

Протягом 1998 – 2009 р.р. вивчали зоопланктон 52 водойм м. Львова. Він включає 63 види, включно 31 вид коловерток, 25 видів гіллястовусих раків і 7 видів веслоногих раків. Досліджено видову структуру, трофічні характеристики, динаміку чисельності та біомаси, індекси Пантле-Букка та Шеннона. Показано, що формування зоопланктоценозів визначається, насамперед, рівнем забруднення і трофічними взаємовідносинами в угрупованнях.

Ключові слова: зоопланктон, водойма, гідроекосистема, урбанізація

У сучасних містах роль водойм досить різноманітна. Разом з тим, можна виділити основні групи їх функціонального призначення. Зокрема, водойми виконують рекреаційну та естетичну функції.

Деякі з них можуть використовуватися для технічного водопостачання. Вони відіграють важливу роль в оздоровленні урбанізованого середовища.

Взаємодія міста і водних об'єктів, що розташовуються на його території в період посилення процесів урбанізації, їх вплив на довкілля, є однією з науково-технічних проблем, що все більше привертає увагу гідроекологів. Міста чинять суттєвий вплив на біоту водойм, який визначається гідрологічними, хімічними, фізичними та біологічними факторами. Реакція гідроекосистем на такі впливи неодинакова і залежить, зокрема, від характеру поєднання цих факторів, їх інтенсивності та тривалості а також, від природних особливостей водойми та її водозбірної території. При суттєвому рівні урбанізації на даний час неможливо повністю усунути негативний вплив міст на водойми. Тому першочерговим є завдання оптимізації взаємозв'язків у системі місто-водойма. При цьому треба враховувати особливості усієї площі водозбору.

Щоби виробити стратегію оптимального антропогенного впливу на водойму треба провести спеціальні комплексні гідробіологічні дослідження, центральне місце у яких поряд з санітарно-гігієнічними аспектами, має займати екологічний підхід. У цьому випадку важливим є вивчення структурно-функціональних характеристик зоопланктонних угруповань, оскільки зоопланктон значною мірою споживає продукцію фітопланктону і сприяє процесам самоочищення. Зоопланктери є надійними індикаторами екологічного стану водойм.

Матеріал і методи досліджень

Об'єктами дослідження були водойми м. Львова та його околиць, що відрізняються за походженням, морфометричними показниками, характером живлення. Всього протягом 1998–2009 років вивчено 52 водних об'єкти. Дослідження проводилися за загальноприйнятою у гідробіології методикою [12].

Результати досліджень та їх обговорення

У межах урболандшафту м. Львова виділяють чотири зони у яких розташовуються водойми різноманітного типу: техногенних екотопів, житлової забудови, штучних фітоценозів, фрагментів природної рослинності [1].

З точки зору гемеробії, яка відображає діяльність людини, фітоценози гідроекосистем м. Львова є неоднорідними. Водойми гідропарків, замиських зон відпочинку є мезогемеробними та еугемеробними, водойми периферійної частини м. Львова, які мають рекреаційне використання, є полігемеробними. Метагемеробними є водойми центральної частини міста з інтенсивним антропогенним навантаженням [4].

Ступінь забруднення деяких водойм м. Львова вивчали на основі дослідження їх санітарно-гігієнічних показників [2]. Показано, що для Львівщини є досить актуальною проблема кислотних опадів [1]. Встановлено фауністичний склад прісноводних молюсків м. Львова, які є облігатними проміжними живителями трематод. Охарактеризовано динамічні процеси, що визначають малакофауну, показано зміни щільності популяцій протягом вегетаційного сезону [3, 14].

У зообентосі водойм м. Львова та його околиць виявлено 55 таксонів, причому, значне біорізноманіття характерне для комах, представлених рядами *Ephemeroptera*, *Plecoptera*, *Trichoptera*, *Diptera*, *Odonata* [13]. Нами започатковані дослідження зоопланктону водойм м. Львова та його околиць [5–11, 15]. Отримані дані щодо видової представленості зоопланктоценозів, їх екологічних та структурно-функціональних характеристик. У складі зоопланктону представлено 63 види. Найрізноманітніша у видовому відношенні група коловерток (31 вид). У групі гіллястовусих раків – 25 видів. Видовий склад веслоногих раків найбідніший – 7 видів.

Чисельність зоопланктону змінювалася в межах від 1,5 тис.екз./м³ до 2935,4 тис.екз./м³, біомаса від 0,01 г/м³ до 24,15 г/м³. Підвищення температури у літній період до 20–25°C сприяє інтенсивному розвитку зоопланктону. Чисельність в цей період зростає до 935,4 тис.екз./м³, біомаса – до 3,4 г/м³. В окремих випадках спостерігається спалах розвитку таких форм як *Bosmina longirostris* (158,0 тис. екз. /м³, що становить 56,2% чисельності; 1,5 г/м³ – 54,1% біомаси). Інтенсивно розвиваються *Asplanchna priodonta*, *A. girodi*, *Chydorus sphaericus*, *Ch. ovalis*, *Mesocyclops leuckarti*.

В осінній період чисельність зоопланктону досягає 7,2–48,4 тис. екз./м³, біомаса – 0,14–2,1 г/м³. Зміна чисельності веслоногих раків визначається варіабельністю цього показника для зоопланктону в цілому. Серед *Copepoda* найбільш численними є наупліальні і копеподитні стадії, які сягають 93% від загальної чисельності веслоногих раків. Разом з тим, чисельність дорослих особин змінюється в межах від 0,035 тис. екз./м³ до 4,1 тис. екз./м³.

Важливим показником, що характеризує стан зоопланктонних угруповань є трофічна структура. Залежно від трофічних характеристик зоопланктери були об'єднані в такі трофічні

групи: фільтратори, седиментатори та хижаків. З'ясовано, що "мирні" форми, які об'єднують фільтраторів та седиментаторів, формують керівний комплекс зоопланктоценозів досліджуваних водойм. У випадку забруднення водойм роль фільтраторів знижується і підвищується значення хижаків.

Індекс сапробності Пантле-Букка змінюється в межах від 1,89 до 2,88. Індекс видової різноманітності Шеннона становив 0,63–1,74. Показано, що між індексом сапробності Пантле-Букка і індексом видової різноманітності Шеннона є обернена кореляція: зниження індекса сапробності приводить до зростання індекса видової різноманітності.

З'ясовано, що місто чинить на водойми різнопланову сумарну дію одночасно за багатьма факторами, які викликають глибокі зміни у водних екосистемах. Розбалансування гідроекосистем, що відбувається внаслідок такого впливу порушує їх функціонування, руйнує механізми їх саморегуляції і відтворення. Спостерігається евтрофування, замулення водойм, погіршення їх санітарного стану та естетичного вигляду.

Висновки

Характеристика трофічної ситуації у зоопланктоценозах, значення індексу Пантле-Букка та індекса видової різноманітності Шеннона дають підстави віднести досліджувані водойми до β -мезо- та α -мезосапробної зони забруднення. Найбільше забруднення водойм спостерігається у зонах масового відпочинку. Негативно на водойми впливає і забруднена над містом атмосфера, оскільки атмосферне забруднення разом з дощовими опадами також потрапляє у водойми.

Для оптимізації зв'язків у системі місто-водойма доцільно створювати навколо водойм зелені зони, які б виключали потрапляння у них стічних вод. Треба впроваджувати також систему екологічного нормування, яка б забезпечувала стабільність екосистем.

Важливим кроком для збереження екосистем водойм є їх реконструкція. При цьому, насамперед, треба усунути джерела, що викликають деградацію водойм. У випадку, коли водойми характеризуються незначним водообміном, треба вилучити частину забрудненого шару донних відкладів.

В подальшому необхідно провести екологічну паспортизацію досліджуваних водойм та розробити стосовно кожної з них стратегію впливу.

1. Беглярова Е. Особливості ушкоджень парково-вуличних насаджень м. Львова / Е. Беглярова // Вісн. Львів. ун-ту. Сер. географічна. – 2003. – Вип. 29, ч. 2. – С. 121–125.
2. Волошин І. Еколого-гігієнічна оцінка водоймищ міської зони Львова / Волошин І., Галаса О. // Вісн. Львів. ун-ту. Сер. географічна. – 2003. – Вип. 29, ч. 2. – С. 135–137.
3. Гураль Р.І. Фауна прісноводних молюсків м. Львова / Р.І. Гураль // Наук. зап. ДПМ НАН України. – 2003. – Т. 18. – С. 135–147.
4. Данилик Р.М. Гемеробія рослинності водних екосистем комплексної зеленої зони міста Львова / Р.М. Данилик // Проблеми екології та охорони природи техногенного регіону. Міжвід. зб. наук. праць. – Донецьк: ДонНУ, 2006. – Вип. 6. – С. 32–37.
5. Іванець О.Р. Зоопланктон водойм міста Львова / Наук. конф. "Проблеми урбоекології і фітомеліорації". 10–12 вер. 1991 / О.Р. Іванець. – Львів, 1991. – С. 126.
6. Іванець О.Р. До характеристики зоопланктону водойм урбанізованих ландшафтів / Міжн. конф. "Урбанізація як фактор змін біогеоценологічного покриву" / О.Р. Іванець. – Львів, 1994. – С. 81–82.
7. Іванець О.Р. Біоценологічні комплекси зоопланктону в умовах антропогенного впливу / О.Р. Іванець // Зб. наук.-техн. праць. Укр. державн. лісотехн. ун-ту. – Львів, 2000. – Вип. 10. – С. 275–279.
8. Іванець О.Р. Структурно-функціональні характеристики зоопланктонних угруповань як критерій оцінки екологічного стану малих антропогенно трансформованих водних екосистем / І міжн. конф. "Структура і функціональна роль тваринного населення в природних і трансформованих екосистемах". 17–20 вересня 2001 / О.Р. Іванець. – Дніпропетровськ: ДНУ, 2001. – С. 25–26.
9. Іванець О.Р. Еколого-фауністична характеристика роду *Brachionus* (*Rotatoria*) у водоймах різноманітного типу / О.Р. Іванець // Наук. зап. Терноп. держ. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Спец. вип.: Гідроекологія. – 2001. – №3 (14). – С. 53–55.
10. Іванець О.Р. Фауна планктонних коловертів (*Rotatoria*) західного лісостепу України / О.Р. Іванець // Акт. пробл. медицини, біології, ветеринарії і сільського господарства. Сер. Медицина і біологія. – Львів, 2001. – № 5. – С. 46–51.
11. Іванець О.Р. Динаміка популяцій планктонних організмів у антропогенно трансформованих гідроекосистемах / О.Р. Іванець // Вісн. Львів. нац. ун-ту: сер. Біологічна. – 2003. – Вип. 32. – С. 157–164.
12. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / О.М. Арсан, О.А. Давидов, Т.М. Дяченко [та ін.]; за ред. В.Д. Романенка // НАН України. Ін-т гідробіології. – К.: Логос, 2006. – 408 с.
13. Моніторинг таксономічної різноманітності деяких рядів комах Львова (*Insecta: Collembola, Ephemeroptera, Coleoptera, Hymenoptera*) / Р.Й. Годунько, І.Б. Коновалова, Ю.Ю. Шрубівич, Т.П. Яницький // Наук. зап. ДПМ НАН України. – 2005. – Т. 21. – С. 191–196.

14. Царик Й.В. Малакофауна водойм м. Львова / Царик Й.В., Яворський І.П. // Актуальні проблеми медицини, біології, ветеринарії і сільськогосподарства. Сер. Медицина і біологія: книга наукових статей. – Львів, 2001. – № 5. – С. 101–104.
15. Ivanets O. Small storages of the western Ukraine: hydrobiological characteristics and peculiarities of the waterfowl (Ornithofauna) / Ivanets O., Gorban I. // Limnology and waterfowl. Monitoring, modelling and management. Sandor Farago, Josef Kerekes. Sarrod-Sopron 21–23 November. – 1994. – P. 26.

О.Р. Иванец

Львовский национальный университет им. Ивана Франко, Украина

ЗООПЛАНКТОН ВОДОЕМОВ Г. ЛЬВОВ

На протяжении 1998–2009 г.г. изучался зоопланктон 52 водоемов г. Львова. Зоопланктофауна водоемов урбоэкосистем г. Львова включает 63 вида, в том числе 31 вид коловраток, 25 видов вевистоусых раков и 7 видов веслоногих раков. Исследована видовая структура, трофические характеристики, динамика чисельности и биомассы, индексы Пантле-Букка и Шеннона. Показано, что формирование зоопланктоценозов определяется прежде всего уровнем загрязнения и трофическими взаимоотношениями в сообществах.

Ключевые слова: зоопланктон, водоем, гидроэкосистема, урбанизация

O.R. Ivanets'

Ivan Franko National University of L'viv, Ukraine

ZOOPLANKTON OF RESERVOIRS OF LVIV

The species composition of zooplankton was studied in 52 water bodies of the town of Lviv in 1998–2009. The zooplankton fauna of the urban water reservoirs includes 63 species, among them: 31 species of Rotatoria, 25 – Cladocera, 7 – Copepoda. The species structure, dynamics of number and biomass, trophic characteristics, Shannon index, Pantle-Buck index of zooplankters are analysed. Degree of organic pollution and trophic relations of the community components are the base of zooplanctocenosis formation.

Key words: zooplankton, reservoir, urbanization

УДК [556.53] (043.2)

Н.О. ІВАНОВА

Національний авіаційний університет
пр-т Комарова, 1, Київ 03058, Україна

ГІДРОЛОГІЧНИЙ РЕЖИМ САСИКЬСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

Розглянуто та проаналізовано сучасний екологічний стан Сасикського водосховища та його гідрологічний режим. Коротко охарактеризовано основні джерела надходження води – канал Дунай-Сасик, річки Когильник та Сарата.

Ключові слова: Сасикське водосховище, канал Дунай-Сасик, екологічний стан

В XX ст. антропогенне навантаження на природне середовище в багатьох випадках перевищило можливості екосистем до самовідновлення. Одним з наочних прикладів негативних наслідків таких дій стало створення Сасикського водосховища на півдні Одеської області. Проблема нестачі прісної води для потреб сільського та комунального господарств в Татарбунарському та Саратському районі області визначили стратегічний напрям соціально-економічного розвитку території. Отже у 70-80-і роки XX сторіччя була прийнята інтенсифікація сільськогосподарського виробництва на зрошуваних землях. І проектом, що забезпечив би прісною водою не лише поля, а й населені пункти, стала Дунай-Дністровська зрошувальна система (ДДЗС). Перша черга її будівництва – опріснення лиману Сасик шляхом відокремлення його від Чорного моря дамбою довжиною 14,5 км і висотою 6 м та поєднання з Дунаєм каналом [5]. З водосховища передбачалося зрошувати землі площею 60 тис. га. Однак, використання води з новоутвореного водосховища викликало негативні економічні, соціальні та екологічні наслідки.

Метою роботи є аналіз негативних змін гідрологічного режиму Сасикського водосховища.

Матеріал і методи досліджень

Здійснено аналіз літературних даних щодо зміни гідрологічного режиму Сасикського водосховища.

Результати досліджень та їх обговорення

Одним з найважливіших факторів, що обумовлюють екологічну ситуацію цього водного об'єкту, є його гідрологічний режим, зокрема інтенсивність водообміну (обсяги надходження вод р. Дунай, стік рр. Когильник і Сарата, забір води на зрошення та скид у море, тощо). В цілому водойма вважається слабко протічною (річний коефіцієнт водообміну коливається у межах 1,5-2,5). Протягом існування Сасикського водосховища можна умовно виділити два періоди, що відрізняються за інтенсивністю зовнішнього водообміну [1]. Перший – 80-ті рр. – перша половина 90-х рр., коли Сасикське водосховище почали використовувати для зрошення, а також працювала насосна станція, котра переполювала у море до 600 млн м³ води за рік. У зв'язку з стоком дренажних вод ДДЗС суттєво збільшились витрати рр. Когильник і Сарата (у сумі до 4,0 м³/с). Водообмін водосховища складав 2,24 рази на рік. Другий період – з другої половини 90-х рр. донині – вважається періодом формування сучасної екологічної ситуації у Сасикському водосховищі. Основною його особливістю є послаблення зовнішнього водообміну та зміна водного балансу водосховища [2].

До створення водосховища основними джерелами надходження поверхневих вод до лиману Сасик були річки Когильник та Сарата, а також прорани, що виникали періодично, забезпечуючи зв'язок з морем.

Річка Сарата віднесена до категорії малих річок. Її виток знаходиться в Республіці Молдова, а протяжність на території України – 109,0 км [3]. Площа водозбору складає 1250 км², що включають, в основному, землі сільськогосподарського призначення (поля та виноградники). Інтенсифікація зрошування водою з річки призвела до зменшення обсягів надходження води у Сасикське водосховище, а в посушливі роки до катастрофічного її обміління.

Річка Когильник відноситься до середніх річок, протікаючи 120 км територією Одеської області. Площа її водозбору складає 3910 км².

Води цих річок належать до групи слабкосолоноватих з мінералізацією вище 1,4 г/дм³. Основними забруднюючими речовинами, які надходять з водами Сарати та Когильника, є фосфати, нітрати та нітрити, що й обумовлює розвиток локального “гіперцвітіння” у верхів’ї Сасикського водосховища. Хоча нині об’єм води, що надходить річками, набагато менший, ніж об’єм дунайської води через канал Дунай – Сасик (в 2002 р. склав 70% всього притоку, в 2003 р. – 50% [4]), однак його вплив на стан екосистеми водойми значний. Саме підвищена мінералізація цих вод стала однією з причин неможливості використання водосховища для зрошення. Тобто однією з проблем, які потребують першочергового вирішення при розробці техніко-економічного обґрунтування подальшого використання Сасикського водосховища, є регулювання стоку вказаних річок, будівництво на них очисних споруд чи буферних водойм для зменшення надходження забруднюючих речовин. Прикладами вирішення схожих проблем є міжнародний досвід впровадження заходів з покращення екологічного стану озер (наприклад, озеро Балатон в Угорщині та ін.).

Основним джерелом надходження дунайської води, а з нею і забруднюючих речовин до південного району водосховища, є канал Дунай-Сасик. Його довжина становить 13,5 км, а максимальна пропускна здатність – 250 м³/добу. У головній частині каналу (у місці його початку в ріці Дунай) споруджено шлюз-регулятор, що складається з чотирьох прольотів по 12 м кожний. Робота каналу не є регулярною – деякий час шлюзи були закритими, що зменшило надходження дунайської води, але в останні роки (2008–2009) майже весь весняно-літній сезон канал функціонував. Його будівництво вплинуло на екологічний стан Сасикського водосховища, відкриваючи коридор як для надходження забруднюючих речовин з водою (2002 р.: амонійний азот – 145 т, нітратний азот – 174 т, нітритний азот – 23,2 т, фосфати – 72,5 т [4]), так і для інвазій деяких видів тварин (моллюск *Sinanodonta woodiana*). Постраждала також екосистема Стенцовсько-Жебріянівських плавнів, які включені до складу Дунайського біосферного заповідника та є водно-болотними угіддями міжнародного значення (канал розділяє їх на дві частини – 8 км з 13,5 км каналу проходить по території плавнів, одна з яких залишається без належного водозабезпечення). Це є одним з негативних екологічних наслідків утворення Сасикського водосховища.

При проектуванні та будівництві водосховища було заплановано, що водообмін з морем буде забезпечений роботою насосних станцій (НСО). Однак з середини 90-х років ХХ ст. переполювання води в море майже повністю припинили за винятком їх роботи восени 2004 року. Суттєво зменшилася подача води на зрошення. Порівняно з 1986–1990 рр. (761 млн. м³)

зменшили і обсяги води, що подаються з Дунаю (146 – 386 млн. м³). Характерною ознакою такої зміни є коливання рівня озера та р. Дунай в створі каналу Дунай-Сасик. До 2001 р. коливання рівня Сасика повторювало коливання рівня води в Дунаї, хоча з меншою амплітудою. Починаючи з другої половини 2000 р. коливання рівня води в водосховищі не перевищує декількох сантиметрів. Лише восени 2004 р. вільна поверхня дещо знизилася у зв'язку з відпompуванням води для проведення робіт, пов'язаних з укріпленням берегів водойми. Такий відносно постійний рівень води суттєво зменшує підтоплення прилеглих територій і наближає обсяги ґрунтових і підземних вод до величин, характерних для лиману.

Висновки

Отже, основним негативним наслідком перетворення лиману Сасик у водосховище стала зміна гідрологічного режиму, що обумовлена надходженням дунайської води по каналу Дунай-Сасик та зменшення об'ємів вод річок Когильник та Сарата.

У водосховищі відбувається мулонакопичення та акумуляції забруднювачів у біоті і донних відкладах. У роки відносно інтенсивного водообміну у середньому за рік з дунайською водою у водойму надходило близько 130 тис. т забруднюючих речовин. Орієнтовні об'єми їх накопичення до другої половини 90-х рр. склали близько 1,7 млн. т.

Збільшення потоку аллохтонної органічної речовини, що потрапляє до водойми по каналу Дунай-Сасик та з стоками річок Когильник і Сарата, викликає “цвітіння” та “гіперцвітіння”. Сасикське водосховище на мілководдях почало заростати, що також пришвидшило його евтрофікацію.

Для усунення негативних наслідків як екологічного, так і економічно-соціального характеру, насамперед необхідно визначитися з напрямом подальшого використання водойми і нормалізувати її гідрологічний режим.

1. *Биопродуктивность и качество воды Сасыкского водохранилища в условиях его опреснения* / Т.А. Харченко, В.М. Тимченко, А.И. Иванов [и др.]; АН УССР, Ин-т гидробиологии. – К.: Наук. думка, 1990. – 276 с.
2. *Васенко О.Г.* Сучасний екологічний стан водосховища Сасик / О.Г. Васенко // *Вода і водоочисні технології*. – 2005. – №1 (13). – С. 11–15.
3. *Екологічний паспорт* регіону. Одеська область. – Одеса, 2009. – 155 с.
4. *Розробка соціально-економічного та екологічного обґрунтування відновлення гідрологічного режиму озера Сасик*. [Звіт за договором № 11/1180/19/2 (заклучний)]; наук. кер. О.Г. Васенко. – Харків, 2004. – 215 с.
5. *Русев И.Т.* Прорыв Сасыкской блокады: тернистый путь возрождения жемчужины Причерномор'я / И.Т. Русев – Одеса: Астропринт, 2001. – 461 с.

Иванова Н. А.

Национальный авиационный университет, Киев, Украина

ГІДРОЛОГІЧЕСКИЙ РЕЖИМ САСЫКСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Рассмотрено и проанализировано современное экологическое состояние Сасыкского водохранилища и его гидрологический режим. Предоставлена короткая характеристика основных источников поступления воды – канал Дунай-Сасык, реки Когильник и Сарата.

Ключевые слова: Сасыкское водохранилище, канал Дунай-Сасык, экологическое состояние

Ivanova N. O.

National Aviation University Ukraine, Kyiv

HYDROLOGICAL REGIME OF THE SASIK RESERVOIR

The modern ecological condition of the Sasik reservoir and its hydrological mode is considered and analysed. The short characteristic of the basic sources of water inflow – the channel Danube-Sasyk, the rivers Kogilnik and Sarata is given.

Key words: Sasik reservoir, channel Danube-Sasyk, ecological condition

УДК Б94.1+594/(575)

З.И. ИЗЗАТУЛЛАЕВ¹, А.П. СТАДНИЧЕНКО²¹Самаркандский государственный университет

Университетский бульвар, 15, Самарканд, Узбекистан

²Житомирский государственный педагогический университет им. И. Франко

ул. Большая Бердичевская, 40, Житомир 10008, Украина

РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ВОДНЫХ МОЛЛЮСКОВ СРЕДНЕЙ АЗИИ ПО БИОТОПАМ И РАЗЛИЧНЫМ ТИПАМ ВОДОЕМОВ

Впервые проведен анализ распределения водных моллюсков Средней Азии по биотопам и типам водоемов. Установлено обитание 12 экологических групп моллюсков, среди которых ведущее место занимают фитофилы, кренофилы и пеллолимнофилы. По видовому составу моллюсков самым богатым является бассейн р. Амударьи, что обусловлено обилием и разнообразием биотопов.

Ключевые слова: водные моллюски, распределение, экологические группы, Средняя Азия

Обобщение данных по фауне моллюсков отдельных регионов и их распределение по биотопам и различным типам водоемов представляет как теоретический, так и практический интерес. С одной стороны, знание их видового состава, особенностей распространения и распределения по бассейнам рек Средней Азии дает возможность выяснить исторические связи этих рек [1], с другой – распределение моллюсков по биотопам и различным типам водоемов могут служить основой для разработки мер борьбы с моллюсками, являющимися промежуточными хозяевами гельминтов [6].

Целью настоящей работы было изучение распределения водных моллюсков по биотопам и различным типам водоемов Средней Азии.

Материал и методы исследований

Материалом исследования послужили сборы З. Иззатуллаева за 1971–2009 гг., проведенные в бассейнах рек Средней Азии – Амударьи, Сырдарьи и Зарафшана. Кроме того, использованы материалы более ранних сборов А.П. Федченко (1869–1871 гг.), В.И. Жадина (1943–1950 гг.), В.Е. Ожеговой (1949–1951 гг.), В.Ф. Гурвича и В.Ф. Вундцеттеля (1948–1962 гг.) из коллекционных фондов, а также в ЗИН РАН (Санкт-Петербург), МГУ (Москва), ТашГУ (Национальный университет Узбекистана), институтов Зоологии и паразитологии АН республик Узбекистан и Таджикистан. Всего обработано более 4200 проб, включающих свыше 400 тыс. экземпляров моллюсков.

Результаты исследований и их обсуждение

Основу гидрографической сети Средняя Азия составляют реки, преимущественно ледникового питания: Сырдарья, Амударья, Или, Чу и Талас, и крупные озера: Иссык-Куль, Сонкуль, Каракуль, Зоркуль, Яшилкуль и др. Среди малых водоемов есть как проточные (родники, ручьи, реки и каналы), так и стоячие – пруды, хаузы, сазы, болота, водохранилища и некрупные многочисленные озера. Для каждого из перечисленных типов водоемов характерны определенные экологические группировки моллюсков [1–7].

Моллюски – реофилы в водоемах Средней Азии, в отношении заселяемых ими биотопов делятся на следующие группировки: литереофилы (обитатели твердого субстрата) – *Dreissena polymorpha aralensis* и *D. p. obtusicarinata*; фитофилы (обитатели зарослей растений) – *Lymnaea auricularia*, *L. psillia*, *Hippeutis diaphanella* и *H. euphaea* – виды из Украины отмечены в аналогичных биотопах [9]; палеореофилы (обитатели заиленного дна) – *Theodoxus pallasi*, *Cincinna piscinalis*, *Pisidium amnicum*, *Corbicula cor*, *C. fluminalis*, *C. purpurea*, *Corbiculina ferghanensis*, *C. tibetensis*, *Collopteryx bactrianum*, *C. cyreum sogdianum*, *Sinanodonta gibba*, *S. orbicularis*, *S. puerorum*, кренофилы (обитатели родников) – представители родов *Bucharamnicola*, *Turkmenamnicola*, *Valvatamnicola*, *Martensamnicola*, а также виды *Allocinma caspica*, *Pyrgobaicalia aenigma*, *Pseudocaspia kainarensis*, *P. starostini*, *Kainarella minima*, *K. likharevi*; термокренофилы (обитатели теплых источников) – *Melanoides kainarensis*, *M. pamiricus* и *M. shahdaraensis*, термокренофил – фитофил – *Lymnaea alticola*. Кроме этих, отчетливо разграниченных групп, имеются экологические группировки, формирующиеся на илисто-песчаных грунтах – пело-псаммофилы. К ним относятся 6 видов рода *Melanopsis*, описанные из водоемов Туркменистана [8].

Стагнофилы, в свою очередь, подразделяются на обитателей озер (лимнофилы), луж (тельматофилы) и болот (элеофилы). Лимнофилы в зависимости от субстрата подразделяются на следующие экологические группировки: фитофилы, литофилы, пелофилы и пело-псаммофилы. Наиболее характерными представителями последних в водоемах Средней Азии являются обитатели пресных вод (*Euglesa conica*, *E.feroense*, *E.fedderseni*, *E.sugmayeri*, *E.borealis*, некоторые представители рода *Odneripisidium*) и солоноватых вод (6 видов рода *Caspihydrobia* и *Pseudocaspiassykkulensis*). Пелолимнофилы представлены *Cincinna gafurovi*, *Anisus centralis*, *Musculium hungaricum* и некоторыми видами родов *Euglesa* и *Odneripisidium*; к фитофилам относятся *Cincinna stolichkiana*, *Boreoelona caeruleans* и *Spherium corneum*; тельматофилам – *Musculium creplini* и *M.clessini*, а *Dreissena caspia pallasii* – к пелолимнофилам солоноватых вод. В водоемах Средней Азии имеется акклиматизант солоноватых вод пелопсаммолимнофил – *Hypanis colorata*.

Тельматофилы разделяются на обитателей периодических водоемов (*Cincinna umbilicatus*, *Lymnaea berlani*, *L.liliensis*, *L.saridalensis*, *L.terebra bolotensis* и *Aplexa hypnorum*) и пересыхающих водоемов. Из среднеазиатских моллюсков к последней группе относятся *Lymnaea kazakensis* и *Planorbis stenostoma*. Эти водоемы различаются тем, что у первых дно покрыто растительностью, и они пересыхают от 1 до 3 мес., у вторых – на дне глина, а пересыхают они на более, чем 4 месяца.

Следует отдельно выделить фитофилов (обитатели зарослей рек и стоячих водоемов) – *Lymnaea stagnalis*, *L.fragilis*, *Costatella acuta*, *C.integrum*, *Planorbis planorbis* и 5 видов рода *Anisus*.

Некоторые из представителей могут обитать в смежных биотопах. Ярким примером являются виды секции *Galba s.str* (подрод *Galba*), к которым относятся *L. truncatula*, *L. goupili*, *L. oblonga*, *L. subangulata*, *L. thiesseae* и *L. shirasensis*, образующие особую группу моллюсков – мадиолы (обитатели мокрых поверхностей – мокрых стенок и склонов). Указанные виды могут встречаться и в пересыхающих водоемах, и в родниках (в последних мокрые поверхности весьма обычны), а также у уреза крупных водоемов. Виды секции *Montigalba* (*L. tengriana*, *L. Almaatina*, *L. bewelli*) живут в ключах (лимнокренофилы). *L. lagotis* – обитатель полупостоянных водоемов (пересыхают на срок менее 20-30 дней). Там же обитают *Planorbis planorbis*, *Pl. sieversi* и *Pl. tangitarenensis* (все встречаются и в постоянных водоемах, для которых характерно зарастание прибрежной водной растительностью).

Из мелких двусторчатых моллюсков *Pisidium amnicum* может обитать на песчаных и илистых грунтах рек и озер. Типичными эврибионтами является фитофилы (*Lymnaea subdisjuncta*, *L. bactriana*, *L. fontinalis*) и тельматофилы (*L. lagotis*, *Anisus ladacensis*, *Planorbis planorbis*).

Таким образом, в водоемах исследованных территорий водные моллюски Средней Азии представлены 12 разнообразными экологическими группировками, ведущее место среди которых занимают фитофилы – 44 вида (20,67%). Кренофилов насчитывается 28 видов (13,08%), пелолимнофилов – 15 видов (7%), пело-псаммолимнофилов – 13 видов (6%), тельматофилов – 12 видов (5,6%) и мадиалов – 9 видов (4,2%).

Из общего числа 171 вида (не учтены солоноватоводные виды, обитающие в Арале) моллюсков бассейнов рек Средней Азии как по числу видов, так и по составу образующих их экологических групп самым богатым оказался бассейн Амударьи – 107 видов (62,57%). Основной причиной этого является наличие разнообразных типов водоемов. Далее по количеству видов за Амударьей следует реки Сырдарьи – 70 видов (40,93%) и Зарафшан – 53 вида (30,99%). Река Или с прилегающими районами содержит 34 вида (19,88%), а река Чу – 5 видов (2,98%). Для бассейнов рек Амударьи и Сырдарьи имеются 46 общих видов моллюсков (26,9%). Это свидетельствует о их исторических связях в позднем плиоцене.

Степень сходства по Жаккару между первыми тремя реками равно 35,4%, 35,6 и 41,4% соответственно, а степень различия по Престону между ними – 0,8 и 0,5 соответственно (табл).

Таблица

Сходство и различия фаун водных моллюсков по бассейнам трех крупных рек Средней Азии

Сравнение фауны	Число видов в двух фаунах	Число общих видов	Степень сходства по индексу Жаккара, %	Степень различия по формуле Престона
Д ₁ , Д ₂	131	46	35,1	0,47
Д ₁ , Д ₃	118	42	35,6	0,08
Д ₂ , Д ₃	67	36	41,4	0,50

Примечание: Д₁ – число видов, обитающих в бассейне реки Амударьи (107); Д₂ – число видов, обитающих в бассейне реки Сырдарьи (70); Д₃ – число видов, обитающих в бассейне реки Зарафшана (53).

Робота виконана на основі договору між кафедрами Екології та агрохімії Самаркандського державного університету ім. Алішера Навої та зоології Житомирського педагогічного університету ім. Івана Франка.

Висновки

1. В водоймах Середньої Азії водні молюски представлені 12 різноманітними екологічними групуваннями, вівідне місце серед них займають фітофіли – 44 види (20,6%), кренофіли – 28 (13,08%), пелолімнофіли – 15 (7%), пело-псаммолімнофіли – 13 (6%), тельматофіли – 12 (5,6%) та мадіколи – 9 видів (4,2%).
2. В басейнах великих річок даного регіону мешкає 171 вид молюсків. З них найбільш багатими є басейни річок Амудар'я – 107 видів, Сырдар'я – 70 та Зарафшан – 53 види. Наявність загальних видів (49) молюсків в басейнах Амудар'я та Сырдар'я свідчить про їх історичні зв'язки в пізньому пліоцені.

1. Жадин В.И. Пресноводные моллюски бассейна Амудар'я / В.И. Жадин // Тринт-та. – 1950. – Т.9, вип. 1. – С. 56–78.
2. Жадин В.И. Моллюски пресных и солоноватых вод СССР / В.И. Жадин. – Л.: Изд-во АН СССР, 1952. – 376 с.
3. Иззатуллаев З.К. Изучению экологических группировок пресноводных моллюсков Восточного Памира / З. Иззатуллаев // Круговорот вещества и энергии в водоемах. – Иркутск, 1981. – Вип. 2. – С. 135–136.
4. Иззатуллаев З. Брюхоногие моллюски пресных вод Средней Азии и их распространение по бассейнам рек Сырдар'я и Амудар'я / З. Иззатуллаев // Ископаемые гастроподы, методы изучения. стратиграфическое и зоогеографическое значение. – Душанбе: Дониш, 1982. – С. 77–78.
5. Иззатуллаев З. Экологические группировки пресноводных моллюсков Средней Азии / З. Иззатуллаев // Систематика, экология, закономерности распространения. Сб.7. – Л.: Наука, 1983. – С. 132–135.
6. Иззатуллаев З. Водные моллюски Средней Азии и сопредельных территорий : автореф. дисс. ... докт. биол. наук / З. Иззатуллаев. – Л. : ЗИН АН СССР, 1987. – 45 с.
7. Иззатуллаев З.И. Двустворчатые моллюски бассейна реки Зарафшан / Иззатуллаев З.И., Боймуродов Х.Т. – Самарканд: СамГУ, 2009. – 94 с.
8. Иззатуллаев З.И. Род *Melanopsis* (Gastropoda Pectinibranchia Melanopsidae) и его представители, обитающие в водоемах СССР / Иззатуллаев З.И., Старобогатов Я.И. // Зоол.журн. – 1984. – Т. 63, вып. 10. – С. 1471–1483.
9. Стадниченко А.П. Прудовиковообразные (пузырчатые, витушковые, катушковые) / А.П. Стадниченко. // Фауна Украины. – К.: Наук. думка, 1990. – Вип. 4. – 292 с.

З.І. Иззатуллаев¹, А.П. Стадниченко²

¹Самаркандський державний університет, Узбекистан

²Житомирський державний педагогічний університет ім. І. Франка, Україна

РОЗПОДІЛ ВОДНИХ МОЛЮСКІВ СЕРЕДНЬОЇ АЗІЇ В БІОТОПАХ І РІЗНИХ ТИПАХ ВОДОЙМ

Вперше проведений аналіз розподілу водних молюсків Середньої Азії в біотопах і типах водойм. Встановлено проживання 12 екологічних груп молюсків, серед яких чільне місце займають фітофіли, кренофіли і пелолімнофіли. За видовим складом молюсків найбагатшим є басейн р. Амудар'я, що обумовлено великою кількістю і різноманітністю біотопів.

Ключові слова: водні молюски, розподіл, екологічні групи, Середня Азія

З.І. Izzatulaev¹, А.П. Stadnichenko²

¹Samarkand state university, Uzbekistan

²Zhytomyr Ivan Franko State University, Ukraine

DISTRIBUTING OF WATER MOLLUSKS OF MIDDLE ASIA IS ON BIOTOPES AND DIFFERENT TYPES OF RESERVOIRS

For the first time analysed of distribution of the Middle Asia's water mollusks on biotopes and reservoir's types. There are established inhabit of 12 ecological groups of mollusks, among which leading place are engaged in phytophilous (inhabited on the plants), crenophilous (inhabited in springs) and pelolimnophilous (inhabited in the lakes). On species structure among mollusks are rich basin of the Amu Darya river. It's are with abundance and variety biotopes in basin of this river.

Key words: water mollusks, distributing, ecological groups, Middle Asia

УДК [577.34:597-11] (285.33)

О.Є. КАГЛЯН¹, Д.І. ГУДКОВ¹, В.Г. КЛЕНУС¹, З.О. ШИРОКА¹, В.О. ТКАЧЕНКО²,
Н.А. ПОМОРЦЕВА¹, Л.П. ЮРЧУК¹, О.Б. НАЗАРОВ³¹Інститут гідробіології НАН України

пр-т Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210

²Інститут зоології ім. І. І. Шмальгаузена НАН України

вул. Богдана Хмельницького, 15, Київ 01601

³Державне спеціалізоване науково-виробниче підприємство «Чорнобильський радіоекологічний центр»
МНС України

вул. Шкільна, 6, Чорнобиль 07720

РАДІОНУКЛІДНЕ ЗАБРУДНЕННЯ ПРЕДСТАВНИКІВ ІХТІОФАУНИ ВОДОЙМ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ

Наведено результати досліджень радіонуклідного забруднення органів і тканин риб різних екологічних груп у водоймах Чорнобильської зони відчуження

Ключові слова: ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs, водні екосистеми, Чорнобильська зона відчуження, риби

При загальній відносній стабілізації радіаційного стану на території Чорнобильської зони відчуження (ЧЗВ) динамічність процесів змін фізико-хімічних форм радіонуклідного забруднення на різних ділянках обумовлюють збільшення мобільних форм радіонуклідів, їх біологічну доступність та перерозподіл в компонентах водних екосистем. При цьому самоочищення замкнених водойм ЧЗВ відбувається вкрай повільно, внаслідок чого біогідроценози, зокрема, заплавних водойм, характеризуються високим рівнем радіонуклідного забруднення всіх компонентів. Особливий інтерес при вивченні розподілу радіонуклідів і їх концентрування гідробіонтами становлять риби, які займають у водних біоценозах верхні трофічні рівні та входять до раціону харчування людини.

Метою роботи було дослідження радіонуклідного забруднення ⁹⁰Sr і ¹³⁷Cs представників іхтіофауни водойм ЧЗВ різного типу.

Матеріал і методи досліджень

Основні полігонні водойми розташовані на території лівобережної заплави р. Прип'яті: озера Глибоке і Далеке, Красненська заплава р. Прип'яті, розділена до аварії на ЧАЕС польдерною дамбою на дві водойми, які були умовно названі як Красненська стариця “до дамби” (замкнута водойма) і “після дамби” (слабкопроточна водойма). На території правобережжя р. Прип'яті досліджували оз. Азбучин, Янівський затон та безпосередньо ділянку р. Прип'ять біля м. Чорнобиль. Було проаналізовано представники 4 видів хижих риб, що домінують в цих водоймах, а саме: щука (*Esox lucius* L.) віком 1–11 р., окунь звичайний (*Perca fluviatilis* L.) віком 4–8 р., головень (*Leuciscus cephalus* L.) віком 9–10 р., білізна (*Aspius aspius* L.) віком 8–9 р. З «мирних» видів риб було виловлено і досліджено представники фітозоофагів: краснопірку (*Scardinius erythrophthalmus* L.) віком 2–8 р., плітку (*Rutilus rutilus* L.) віком 4–7 р.; планктонофагів – синця (*Abramis ballerus* L.) віком 3–5 р.; бентофагів – плоскирку (*Blicca bjoerkna* L.) віком 2–4 р., лина (*Tinca tinca* L.) віком 7–9 р. та ляща (*Abramis brama* L.) віком 2–5 р. Визначення питомої активності ¹³⁷Cs в рибі проводили гама-спектрометричним та радіохімічним методами, а ⁹⁰Sr – радіохімічним (за оксалатною методикою) з вимірюванням на установці малого фону УМФ-2000 дочірнього продукту ⁹⁰Y. Питому активність радіонуклідів в рибі розраховували в Бк/кг сирової ваги.

Результати досліджень та їх обговорення

У водній радіоекології вважається, що ¹³⁷Cs є один з основних дозоутворюючих радіонуклідів в організмі риб. В цьому винятком не були риби Київського водосховища, яке межує з ЧЗВ, а також риби інших водойм і водних артерій України (середнє співвідношення ⁹⁰Sr/¹³⁷Cs = ,2). Інша картина спостерігається в водоймах ЧЗВ таких, як оз. Глибоке, оз. Азбучин, оз. Далеке, Красненська стариця, де з кінця 1990-х років спостерігається тенденція збільшення питомої активності ⁹⁰Sr як у “мирних” видах риб, так і в хижаків. При цьому, якщо в 1999 р. співвідношення ⁹⁰Sr до ¹³⁷Cs в бентофагах становило 0,2, то в 2006–2009 рр. середній вміст ⁹⁰Sr перевищував вміст ¹³⁷Cs у 2–8 разів [1]. Аналіз отриманих даних показав, що величини питомої активності радіонуклідів органах і тканинах риб одного виду і віку з однієї водойми можуть істотно відрізнятися, що пов'язано з

мозаїчністю радіонуклідного забруднення дна водойм та різним вмістом радіонуклідів в об'єктах харчування та середовищі існування риб. Це створює певні труднощі в аналізі радіонуклідного забруднення компонентів водних екосистем водойм. Питомі активності ^{90}Sr та ^{137}Cs в рибі всіх водойм (за винятком р. Прип'ять) набагато перевищують допустимі рівні (ДР) вмісту радіонукліда в рибі, що складають в Україні відповідно 35 Бк/кг та 150 Бк/кг (табл.). При цьому, середня концентрація розчинених у воді форм ^{90}Sr досліджуваних водойм була $54,95 \pm 10,98$ (оз. Глибоке), $22,17 \pm 4,43$ (оз. Азбучин), $13,59 \pm 2,72$ (оз. Далеке), $11,71 \pm 2,34$ (Красненська стариця на ділянці до дамби), $10,06 \pm 2,01$ (Красненська стариця на ділянці після дамби), $3,30 \pm 0,65$ (Янівський затон), $0,45 \pm 0,09$ (водойма-охолоджувач ЧАЕС), $0,12 \pm 0,05$ (р. Прип'ять) Бк/л, а ^{137}Cs набагато меншою (при допустимому рівні ^{90}Sr і ^{137}Cs для питної води 2 Бк/л). Однак у всіх випадках (за винятком питомої активності радіонуклідів у рибках водойми-охолоджувача та р. Прип'ять) вміст ^{90}Sr у представниках «мирних» видів риб набагато перевищує питому активність ^{137}Cs в організмі (табл.).

Таблиця

Величини співвідношення питомої активності $^{90}\text{Sr} / ^{137}\text{Cs}$ у риб озер ЧЗВ та верхньої ділянки Київського водосховища

Водойма	$^{90}\text{Sr} / ^{137}\text{Cs}$		
	іхтіофаги	бентофаги	фітофаги
оз. Азбучин	0,36–0,44	1,61–7,59	х
оз. Глибоке	0,48–1,38	3,03–8,61	1,78–3,50
оз. Далеке	0,54–0,70	2,08–5,45	1,87–3,56
Київське водосховище	0,03–0,10	0,20–0,53	0,23–0,25

Примітка. х – не визначали.

Співвідношення $^{90}\text{Sr} / ^{137}\text{Cs}$ у рибках-іхтіофагах у багатьох випадках теж було більше 1. В компонентах екосистеми р. Прип'ять набагато швидше проходять процеси самоочищення, ніж в аналогічних компонентах замкнених водойм. Постійне підпопонування чистої води з ріки до водойми-охолоджувача призводить до порівняно низького вмісту ^{90}Sr у воді та, відповідно, у риб водойми-охолоджувача. Причому це не впливає на високу питому активність ^{137}Cs у рибі водойми-охолоджувача. Отже, найвищий рівень вмісту ^{90}Sr , як видно на прикладах представників *Perca fluviatilis* та *Scardinius erythrophthalmus*, відмічено в рибі оз. Глибоке, що можна пояснити найвищою питомою активністю радіонукліду в компонентах екосистеми озера відносно інших водойм (рис. 1). Отже, вміст цього радіонукліду в представниках іхтіофауни становить такий ряд: оз. Глибоке > оз. Далеке \approx оз. Азбучин > Красненська стариця на ділянці до дамби > Янівського затону > Красненська стариця на ділянці після дамби > водойми-охолоджувач ЧАЕС > р. Прип'ять.

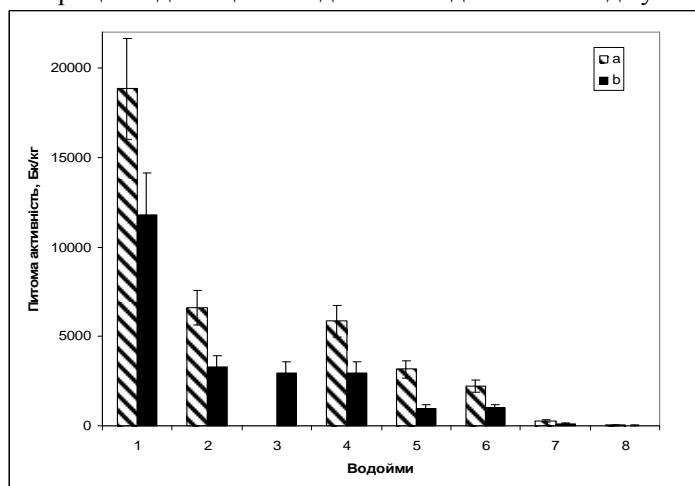


Рис. 1. Середній вміст ^{90}Sr в краснопірці (а) та окуні (б) водойм ЧЗВ: 1 – оз.

Глибоке, 2 – оз. Далеке, 3 – оз. Азбучин, 4 – Красненська стариця на ділянці до дамби, 5 – Янівський затон, 6 – Красненська стариця на ділянці після дамби, 7 – водойма-охолоджувач ЧАЕС, 8 – р. Прип'ять

Аналіз отриманих даних за 2008–2009 рр. показав, що максимальну концентрацію ^{90}Sr зафіксовано в ребрах та плавцях риб оз. Глибоке, яка, відповідно, становила від 133300 Бк/кг (лин)

до 155670 Бк/кг (краснопірка) та від 60772 Бк/кг (лин) до 89940 Бк/кг (краснопірка). Високі питомі активності спостерігали також у лусці краснопірки (оз. Глибоке) від 68450 Бк/кг до 125370 Бк/кг та у лина (оз. Глибоке) – 39400–47350 Бк/кг сирої маси. У риб-хижаків вміст ^{90}Sr у лусці коливався для щуки з оз. Глибоке від 26380 Бк/кг до 35140 Бк/кг, а в лусці представників цього виду з інших водойм – від 3920 Бк/кг (Янівський затон) до 9060 Бк/кг (Красненська стариця на ділянці після дамби). Порівняно невисокою питомою активністю ^{90}Sr відрізнялись м'язи риб – 17–27 (щука, Янівський затон), 90–117 Бк/кг (щука, Красненська стариця на ділянці після дамби), 115–140 Бк/кг (щука, оз. Глибоке), 212–296 Бк/кг (лин, оз. Глибоке) та 314–335 Бк/кг (краснопірка, оз. Глибоке). Питома активність ^{90}Sr в рибах досліджуваних водойм зони відчуження зменшується від риб-фітозоофагів до риб-бентофагів.

Найменший вміст ^{90}Sr спостерігався в представниках хижих видів риб. Отже, ^{90}Sr нині є основним дозоутворюючим радіонуклідом для риб замкнутих водойм зони відчуження (за винятком риб водойми-охолоджувача ЧАЕС та р. Прип'яті). На прикладі краснопірки (оз. Глибоке) наведена динаміка вмісту ^{90}Sr з весни 2007 р. до літа 2009 р. (рис. 2), що свідчить про збільшення питомої активності радіонукліда в тканинах риб цього виду.

Основними органами та тканинами, що накопичують ^{90}Sr в рибах, є луска, кістки, плавці та голова, тобто кальціймісні органи. На ці органи та тканини, що становлять лише 23–37% загальної маси тіла, припадає 92–97% ^{90}Sr , який міститься в організмі риб водойм ЧЗВ.

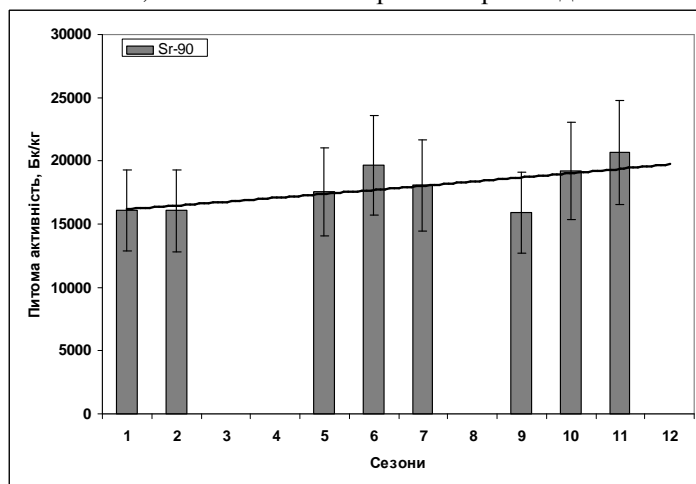


Рис. 2. Динаміка місту ^{90}Sr в краснопірці оз. Глибоке: 1 – весна 2007 р., 2 – літо 2007 р., 3 – осінь 2007 р., 4 – зима 2007 р., 5 – весна 2008 р., 6 – літо 2008 р., 7 – осінь 2008 р., 8 – зима 2008 р., 9 – весна 2009 р., 10 – літо 2009 р., 11 – осінь 2009 р.

Оскільки луска риби є одна з найбільших накопичувачів ^{90}Sr в організмі риб, нами вперше було проведено ряд експериментів з дослідженням форм знаходження радіонуклідів у цій тканині серед представників різних видів риб. Велике значення для знаходження радіонуклідів в тій чи іншій формі в лусці відіграє розмір, структура та її хімічний склад. Згідно попередніх результатів водорозчинна та сорбована форми ^{90}Sr на лусці складають від 5,2% до 27,1% загального вмісту радіонукліду в цій тканині. 72,9–94,8% ^{90}Sr , який міститься в лусці, міцно зв'язаний. Разом з тим, до 44% ^{137}Cs знаходиться в легкодоступному сорбованому та водорозчинному стані.

Висновки

У водоймах ЧЗВ питома активність ^{90}Sr у риб різних екологічних груп знаходиться на досить високому рівні. У всіх представників “мирних” видів риб замкнутих водойм питома активність ^{90}Sr в організмі набагато перевищує питому активність ^{137}Cs (за винятком риб водойми-охолоджувача та р. Прип'яті). У проаналізованих риб-іхтіофагів співвідношення $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ є більшим 1 і також зростає.

^{90}Sr нині є основним дозоутворюючим радіонуклідом для риб замкнутих водойм зони відчуження. На луску, кістки, плавці та голову риб припадає 92–97% загального вмісту ^{90}Sr в організмі.

1. *Strontium-90 in fish from the lakes of the Chernobyl Exclusion Zone* / O.Ye. Kaglyan, D.I. Gudkov, V.G. Klenus. [a. o.] // Radioprotection. – 2009. – Vol. 44, № 5. – P. 945–949.

О.Е. Каглян¹, Д.И. Гудков¹, В.Г. Кленус¹, З.О. Широкая¹, В.О. Ткаченко², Н.А. Поморцева¹, Л.П. Юрчук¹, О.Б. Назаров³

¹Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

²Институт зоологии им. И.И. Шмальгаузена НАН Украины, Киев

³Государственное специализированное научно-производственное предприятие «Чернобыльский радиоэкологический центр» МЧС Украины, Чернобыль

РАДИОНУКЛИДНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ПРЕДСТАВИТЕЛЕЙ ИХТИОФАУНЫ ВОДОЕМОВ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ ЗОНЫ ОТЧУЖДЕНИЯ

Приведены результаты исследований радионуклидного загрязнения органов и тканей рыб различных экологических групп водоемов Чернобыльской зоны отчуждения.

Ключевые слова: ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs, водные экосистемы, Чернобыльская зона отчуждения, рыбы

О.Е. Kaglyan¹, D.I. Gudkov¹, V.G. Klenus¹, Z.O. Shiroka¹, V.O. Tkachenko², N.A. Pomortseva¹, L.P. Yurchuk¹, O.B. Nazarov³

¹ Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

² I.I. Schmalhausen Institute of Zoology of NAS of Ukraine, Kyiv

³ State Specialized Enterprise «Chornobyl radioecology center», Chornobyl, Ukraine

RADIONUCLIDE CONTAMINATION OF REPRESENTATIVES OF FISHES' OF RESERVOIRS OF CHERNOBYL AREA OF ALIENATION

The results of studies of radioactive contamination of fishes' organs and tissues of different ecological groups in water bodies within the Chornobyl exclusion zone have presented. The increase of ⁹⁰Sr specific activity in fish of closed water bodies have registered.

Key words: ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs, water ecosystems, Chornoby area of alienation, fishes

УДК (504.06:543.423.1)581.6

Л.С. КІПНІС, О.М. КОЦАР, Т.І. ЛЕКОНЦЕВА, М.В. МІРОШНІЧЕНКО,
Л.В. ПШЕГАЛІНСЬКА, Н.А. ПЕРЕТЯТЬКО

Інститут гідробіології НАН України

пр-т Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210

РОЛЬ ОЧЕРЕТУ ЗВИЧАЙНОГО ТА РОГОЗУ ВУЗЬКОЛИСТОГО В УТИЛІЗАЦІЇ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ ПРИ ОЧИЩЕННІ СТІЧНИХ ВОД

Досліджували ефективність застосування біоплато з вищими водяними рослинами для доочистки стічних вод. Показано роль очерету звичайного (*Phragmites australis*) і рогозу вузьколистого (*Typha angustifolia*) в утилізації важких металів.

Ключові слова: стічні води, біоплато, вищі водяні рослини, важкі метали, коефіцієнт накопичення

В умовах урбанізації та зростання споживання питної і технічної води утворюється значна кількість стічних вод, що часто потрапляють до природних водойм без належного очищення. Ця проблема тісно пов'язана з розробленням методів покращення якості природних вод та вдосконалення існуючих технологій очистки забруднених різного походження.

Згідно даних Всесвітньої організації здоров'я друге місце за ступенем небезпеки посідають важкі метали (ВМ), поступаючи пестицидам і значно випереджаючи такі широко відомі забруднювачі, як диоксид карбону і сірки. Багато дослідників вважають, що важкі метали належать до забруднюючих речовин, спостереження за якими обов'язкові у всіх середовищах [13].

У водних екосистемах біогеохімічна міграція важких металів здійснюється за безпосередньою участю водних організмів, що суттєво впливає на їх вміст у водному середовищі [12]. Зокрема, вищі водні рослини (ВВР) в процесі життєдіяльності поглинають ВМ як з води, так і з донних відкладів. Вони мають відносно тривалий життєвий цикл, а деякі з них можуть існувати у середовищі при дуже високих концентраціях ВМ [2, 11]. Завдяки значній ролі ВВР в процесах самоочищення водних екосистем, вони також знайшли широке застосування у гідрофітних інженерних спорудах „біоплато”, які використовуються для очищення господарсько-побутових,

виробничих стічних вод та забрудненого поверхневого стоку у комплексі з спорудами фізико-хімічного і біологічного очищення [14].

У зв'язку з цим метою даної роботи було дослідження здатність ВВР у складі біоплато утилізувати важкі метали з стічної води.

Матеріал і методи досліджень

Дослідне біоплато є інженерною гідрофітною спорудою гідропонного типу, що поєднує основні елементи доочистки стічних вод з використанням ВВР та імібілізованої на інертному субстраті мікрофлори. Ланка ВВР, які виступають едіфікаторами штучного гідробіоценозу, була представлена очеретом звичайним (*Phragmites australis* (Cav.) ex Steud)) та рогозом вузьколистим (*Typha angustifolia* (L.)). Досліджували ефективність роботи біоплато в системі очисних споруд центру з обслуговування вантажних автомобілів “Volvo Ukraina”. Оцінку якості очищення стічних вод проводили за гідрохімічними показниками: N-NH_4^+ (мг/дм³) [4], N-NO_2^- (мг/дм³) [5], N-NO_3^- (мг/дм³) [6], P-PO_4^{3-} (мг/дм³) [7], ХСК (мгО₂/дм³) [8], БСК₅ (мгО₂/дм³) [9]; вміст важких металів (мкг/дм³) визначали методом атомно-абсорбційної спектрофотометрії [1]. Проби води відбирали на вході та виході з біоплато у травні, червні, вересні та жовтні 2009 року. Біологічний стан рослин оцінювали за морфометричними показниками [10]. Підготовку зразків макрофітів для визначення вмісту важких металів проводили згідно [12]. Коефіцієнт біологічного накопичення ВМ розраховували згідно [3]. Як контрольні використовували рослини з Оболонської затоки.

Результати досліджень та їх обговорення

Гідрохімічний контроль якості очищення стічних вод автоцентру “Volvo Ukraina” за допомогою фізико-хімічних та біологічних методів показав досить високу ефективність роботи очисних споруд. Однак, наявність залишкових концентрацій забруднювачів різної хімічної природи, включно й важких металів, вказує на необхідність їх подальшого вилучення з стічної води.

З метою доочищення зворотних вод автоцентру нами було проведено оцінку ефективності роботи біоплато за гідрохімічними показниками. Отримані дані показали, що в стічній воді після проходження біоплато з значно знижувався вміст не тільки органічних речовин, сполук мінерального азоту та фосфору (табл. 1), але й важких металів. Як видно з даних табл. 2, при проходженні стічних вод через гідробіоценоз рослин і мікроорганізмів вміст Ni знизився на 66,7%, Zn – 66,7, Pb – 93,8, Cu – 88,0, Mn – 91,8%. Допустимі концентрації скиду (ДСК_{міськ. каналіз.}) у міську каналізацію перевищував лише марганець. Враховуючи те, що відповідно до вимог ДСТ 17.4.1.02-83 “Класифікація хімічних речовин для контролю забруднення” за ступенем небезпеки свинець та цинк відносяться до I класу, мідь і нікель – II класу, марганець – III класу, останній є найменш токсичним металом.

Таблиця 1

Ефективність роботи біоплато при очищенні зворотних вод автоцентру “Volvo Ukraina”

Період дослідження	Ефективність очищення за показниками якості, %					
	БСК ₅	ХСК	N-NH_4^+	N-NO_2^-	N-NO_3^-	P-PO_4^{3-}
Літо	16,7	21,7	28,0	83,4	18,0	12,1
Осінь	30,0	20,5	71,0	50,0	25,5	36,5

Таблиця 2

Вміст важких металів у стічній воді до і після проходження біоплато

Показники	Важкі метали, мг/дм ³					
	Ni	Co	Zn	Pb	Cu	Mn
Вхід на біоплато	0,30	0,08	2,40	1,60	0,25	25,50
Вихід з біоплато	0,10	0	0,80	0,10	0,03	2,10
ДСК _{міськ. каналіз.}	0,60	0	0,90	0,10	0,30	0,68

Зниження вмісту ВМ у стічній воді обумовлено підвищеною здатністю ВВР в процесі життєдіяльності утилізувати з водного середовища ВМ, внаслідок чого за вегетаційний період в біоплато накопичувалась значна їх кількість. Як відомо, здатність до акумуляції мікроелементів у різних водних рослин неоднакова, що характеризується коефіцієнтом біологічного накопичення. Досліджувані нами очерет звичайний та рогіз вузьколистий відносяться до видів ВВР, які проявляють значні адаптаційні можливості в умовах комплексного забруднення водного середовища. Згідно одержаних даних за рівнем накопичення ВМ у біомасі макрофітів виявлено

кількісне переважання свинцю, марганцю та цинку (рис.). Величини накопичення металів рослинами розміщуються наступним чином: для очерету звичайного – $Pb > Mn > Zn$; для рогузу вузьколистого – $Pb > Zn > Mn$. Найбільшим коефіцієнтом біологічного накопичення характеризувався свинець, який потрапляє у стічні води з паливомасильними речовинами, що використовуються при обслуговуванні автотранспорту.

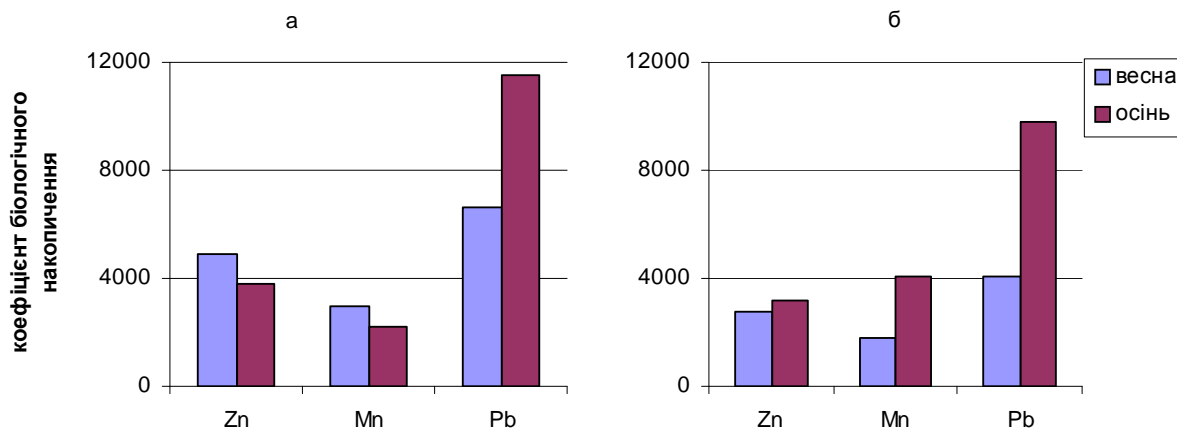


Рис. Коефіцієнт біологічного накопичення важких металів очеретом звичайним (а) та рогузом вузьколистим (б)

Порівняння стану ВВР з біоплато та Оболонської затоки (контроль) за морфометричними характеристиками (табл. 3) засвідчило, що щільність рослин і максимальна довжина стебла очерету з біоплато були відповідно на 43,7% та 33,3% вищі, ніж у рослин контрольної групи. При цьому переважаюча довжина стебла у рослин з біоплато також значно перевищувала даний показник в контролі і становила відповідно 110–120 см та 70–80 см. Відхилень у рості та розвитку макрофітів не виявлено. Збільшення параметрів кількісного розвитку очерету звичайного у складі біоплато обумовлено значною кількістю поживних речовин і більш високою температурою стічних вод та вказує на підвищену метаболічну активність рослин в цих умовах.

Таблиця 3

Морфометричні показники очерету звичайного

Показники	Місце відбору проб	
	Біоплато автоцентру “Volvo Ukraina”	Оболонська затока (контроль)
Щільність рослин, шт/м ²	80±10	45±10
Довжина стебла, см	140±10	100±10

Висновки

Штучно створений біоценоз з ВВР (очерет звичайний (*Phragmites australis* (Cav.) ex Steud), рогуз вузьколистий (*Typha angustifolia* (L.) та мікроорганізмів-деструкторів характеризується високою ефективністю відновлення якості забруднених вод центру з обслуговування автотранспорту. В умовах значної кількості поживних речовин спостерігається стимулювання росту макрофітів та акумуляція ВМ в рослинній біомасі. Найбільшими коефіцієнтами біологічного накопичення для обох видів ВВР характеризувалися свинець, цинк та марганець з значним переважанням свинцю. При цьому, рогуз вузьколистий порівняно з очеретом звичайним виявився ефективнішим для утилізації ВМ з стічних вод.

1. Атомно-абсорбционное определение тяжелых металлов: [Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши]. – Л.: Гидрометеоиздат, 1977. – С. 247–274.
2. Кадукин А.И. Аккумуляция железа, марганца, цинка, меди и хрома у некоторых водных растений / А.И. Кадукин, В.В. Красинцева, Г.И. Романова / Гидробиол. журн. – 1982. – №1. – С. 79–82.
3. Лукина Л.Ф. Физиология высших водных растений / Лукина Л.Ф., Смирнова Н.Н. – К.: Наук. думка, 1988. – 188 с.
4. Методика фотометричного визначення амоній-іонів з реактивом Неслера в стічних водах: КНД 211.1.4.030-95.– [Чинний від 1995-07-01]. – К.: Міністерство охорони навколишнього природного середовища та ядерної безпеки України, 1995. – 9 с. – (Керівний нормативний документ).

5. *Методика* фотометричного визначення нітрит-іонів з реактивом Гріса в поверхневих та очищених стічних водах: КНД 211.1.4.023-95. – [Чинний від 1995-07-01]. – К.: Міністерство охорони навколишнього природного середовища та ядерної безпеки України, 1995. – 10 с. – (Керівний нормативний документ).
6. *Методика* фотометричного визначення нітратів з саліциловою кислотою у поверхневих та біологічно очищених водах: КНД 211.1.4.027-95. – [Чинний від 1995-07-01]. – К.: Міністерство охорони навколишнього природного середовища та ядерної безпеки України, 1995. – 8 с. – (Керівний нормативний документ).
7. *Методика* фотометричного визначення загального фосфору в стічних водах: КНД 211.1.4.028-95. – [Чинний від 1995-07-01]. – К.: Міністерство охорони навколишнього природного середовища та ядерної безпеки України, 1995. – 11 с. – (Керівний нормативний документ).
8. *Методика* визначення хімічного споживання кисню (ХСК) в природних і стічних водах: КНД 211.1.4.021-95. – [Чинний від 1995-07-01]. – К.: Міністерство охорони навколишнього природного середовища та ядерної безпеки України, 1995. – 14 с. – (Керівний нормативний документ).
9. *Методика* визначення біохімічного споживання кисню після п днів (БСК) в природних і стічних водах: КНД 211.1.4.024-95. – [Чинний від 1995-07-01]. – К.: Міністерство охорони навколишнього природного середовища та ядерної безпеки України, 1995. – 19 с. – (Керівний нормативний документ).
10. *Методи* гідроекологічних досліджень поверхневих вод / Арсан О.М., Давидов О.А., Дьяченко Т.М. та ін.; за ред. В.Д. Романенка. НАН України. Ін-т гідробіології. – К.: ЛОГОС, 2006. – 408 с.
11. Мунтяну Г.Г. Биомониторинг некоторых тяжелых металлов в Дубоссарском водохранилище / Г.Г. Мунтяну, В.И. Мунтяну // Гидробиол. журн. – 2005. – №6. – С. 94–109.
12. Никаноров А.М. Биомониторинг тяжелых металлов в пресноводных экосистемах / А.М. Никаноров, А.Д. Жулидов, А.Д. Покаржевский. – Л.: Гидрометеиздат, 1985. – 312 с.
13. Романенко В.Д. Основы гидроэкологии: Учебн. для студ. высш. учебн. зав. / В.Д. Романенко. – К.: Генеза, 2004. – 664 с., [1].
14. Стольберг В.Ф. Биоплато – эффективная малозатратная экотехнология очистки сточных вод / В.Ф. Стольберг, В.Н. Ладыженский, А.И. Спирин / *Екологія довкілля та безпека життєдіяльності*. – 2003. – № 3. – С. 32–34.

Л.С. Кипнис, О.М. Коцар, Т.И. Леконцева, М.В. Мирошніченко, Л.В. Пшегалінська,
Н.А. Перетятко

Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

РОЛЬ КАМЫША ОБЫКНОВЕННОГО И РОГОЗА УЗКОЛИСТОГО В УТИЛИЗАЦИИ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ ПРИ ОЧИСТКЕ СТОЧНЫХ ВОД

Исследовали эффективность использования биоплато с высшими водными растениями для доочистки сточных вод. Показана роль тростника обыкновенного (*Phragmites australis*) и рогоза узколистного (*Typha angustifolia*) в утилизации тяжелых металлов.

Ключевые слова: сточные воды, биоплато, высшие водные растения, тяжелые металлы, коэффициент накопления

L.S. Kipnis, O.M. Kotsar, T.I. Lekontseva, M.V. Miroshnichenko, L.V. Pshegalinska, N.A. Peretyat'ko
Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

ROLE OF *PHRAGMITES AUSTRALIS* AND *TYPHA ANGUSTIFOLIA* IN UTILIZATION OF HEAVY METALS AT CLEANING OF SEWAGES

The efficiency of using wetland with higher water plants for purification of sewage have been investigated. The role of (*Phragmites australis*) and (*Typha angustifolia*) in utilization of heavy metals was shown.

Key words: sewages, bioplateau, higher water plants, heavy metals, coefficient of accumulation

УДК[639.312:639.371.5:591.531.1]

І.Ю. КІРЄЄВА

Національний університет біоресурсів та природокористування України
вул. Генерала Родимцева, Київ 03041

СТРУКТУРНА ХАРАКТЕРИСТИКА ТОТАЛЬНОГО БАКТЕРІОПЛАНКТОНУ ІНТЕНСИВНО ЕКСПЛУАТОВАНОГО НАГУЛЬНОГО СТАВУ

У виробничому нагульному ставу з комплексною інтенсифікацією визначальний вплив на основні продукційні характеристики тотального бактеріопланктону спричиняють температура та кисневий режим ставу, надходження у воду ставу алохтонної та наявність в ньому автохтонної органічної речовини.

Ключові слова: бактеріопланктон, полікультура, загальна чисельність, продукція, інтенсифікація

Мікроорганізми – важливий компонент біоценозу водойми, основна ланка, що пов’язує населення водойм з абіотичним середовищем. Відомості про мікробіологічні процеси, які протікають у рибогосподарських водоймах особливо при інтенсивній їх експлуатації, дають можливість прогнозувати біологічні перетворення в них, управляти ними з метою створення умов, що сприяють досягненню високої і стабільної рибопродуктивності. Винятково важлива роль мікроорганізмів у продукційних процесах. Висока чисельність і швидкість розмноження бактерій сприяють створенню великої кількості бактеріального білку, який відіграє важливу роль в балансі органічних сполук водойм і засвоюється тваринними організмами наступних трофічних рівнів, особливо на ранніх стадіях онтогенезу. Вивчення і аналіз розвитку бактеріального населення водойм, що визначається конкретними умовами і особливостями їх господарського використання, допоможе визначити загальні закономірності протікання мікробіологічних процесів і оцінити ступінь їх впливу на екологічний стан водойм і рибопродуктивність [3–5, 7].

Мета досліджень – аналіз основних структурних показників тотального бактеріопланктону (загальної чисельності бактеріопланктону – ЗЧБ, біомаси – В, продукції – Р) .

Матеріали і методи досліджень

Об’єкт дослідження – нагульний став Державного виробничого рибничого сільськогосподарського підприємства «Лиманське» площею 52 га, в якому короп вирощувався за інтенсивною технологією (полікультура, ущільнені посадки, годівля). Щільність посадки одnorічок була такою: короп – 3500 екз/га (60%); білий амур – 300 екз/га (10%); білий товстолоб – 1100 екз/га (20%); строкатий товстолоб – 700 екз/га (10%). Риб підгодовували комбікормом К 111-386 1 раз в 4 дні. Заростання ставу у середньому становило 20% від площі водного дзеркала. Як добриво використовували азотно-фосфорні добрива та прив’язену рослинність.

Мікробіологічні дослідження проводили згідно загальноприйнятих методик [4].

Результати досліджень та їх обговорення

В результаті проведених досліджень виявлено, що ЗЧБ в період досліджень змінювалася від 3,02 млн.кл/мл до 10,45 млн. кл/мл при середньому значенні – 7,38 млн. кл/мл (табл.). Найнижчою вона була на початку періоду досліджень при найменшому термічному показнику – 15°C і найбільшому вмісті розчиненого у воді кисню – 5,44 мг/дм³. У міру прогрівання води ЗЧБ зростала. Так, в третій декаді травня кількість тотального бактеріопланктону збільшилася в 1,48 рази. У червні температурний показник досягнув максимальних значень – 27°C. Крім того, в 1 декаді червня риб почали підгодовувати і, відповідно, у водойму надходили алохтонні речовини, тому темп розмноження мікроорганізмів збільшився. Тенденція до зростання загальної чисельності бактерій збереглася і в другій декаді червня. 10 червня з зростанням термічного показника води до 26°C і зниженням концентрації кисню до 4,48 мг/дм³ прискорилися темпи розмноження мікроорганізмів, що зумовило збільшення їх чисельності в 1,2 рази і склало 10,2 млн. кл/мл, що відрізнялося від початкової кількості в 3,4 рази.

Максимального значення (10,45 млн. кл/мл) ЗЧМ досягла в 3 декаді червня в результаті максимального прогрівання води, накопичення залишків незідених кормів, екскрементів риб і відмерлих гідробіонтів. Впродовж всього періоду досліджень значення рівня розчиненого у воді кисню корелювало з показником температури. Так, при досягненні температурного максимуму

(27°C) на початку третьої декади червня концентрація розчиненого кисню знизилася до найнижчого рівня і становила 4,16 мг/дм³. Встановлено пряму залежність чисельності тотального бактеріопланктону від температури і величини перманганатної окислюваності. Крім того, при обох максимальних показниках відмічався мінімум концентрації розчиненого кисню. Очевидно, що накопичення у водоймі органічних речовин викликало різке збільшення чисельності мікроорганізмів, а вміст оксигену знизився в результаті його витрат на мінералізацію цих речовин і дихання бактерій [3, 6].

Таблиця

Структурні показники бактеріопланктону в дослідному ставі

Дата	ЗЧБ, млн.кл/мл	В,мг/дм ³	Р, мг/дм ³
10.05	3,02±0,42	2,16±0,52	3,01±0,65
20.05	4,48±0,53	3,43±0,34	3,84±1,23
Середня за місяць	3,75±0,48	2,80±0,43	3,43±0,94
01.06	8,75±0,64	4,82±1,40	13,05±2,08
10.06	10,20±0,85	4,95±0,83	15,85±2,15
20.06	10,45±1,45	5,29±1,59	14,46±1,20
Середня за місяць	9,80±0,97	5,02±1,27	14,45±1,81
Серередня за період досліджень	7,38±0,78	4,13±1,00	10,04±1,46

Примітка: ЗЧБ – загальна чисельність бактеріопланктону; В – біомаса; Р – продукція.

Аналіз сезонної динаміки ЗЧМ у воді показав, що згідно класифікації Воронової Г.П. (1972) експериментальний став належав до 1 типу і характеризувався поступовим збільшенням чисельності і маси мікроорганізмів від початку вегетаційного періоду до його закінчення [5].

Отже, кількісні зміни бактеріопланктону протягом вегетаційного періоду визначалися складним комплексом біотичних і абіотичних факторів. Першочергове значення мало надходження органічних речовин у водойму [7]. Визначення середнього об'єму бактеріальних клітин показало, що впродовж періоду досліджень він змінювався не суттєво: об'єм коків – від 0,31 мкм³ до 0,38 мкм³, паличок – від 0,44 мкм³ до 0,54 мкм³. Бактеріальна біомаса в експериментальному ставі коливалася від 2,16 мг/дм³ до 5,29 мг/дм³ при середньому показнику 4,13 мг/дм³ (табл.). Динаміка біомаси бактерій, в основному, повторювала динаміку ЗЧБ і залежала від температури води (рис. 1).

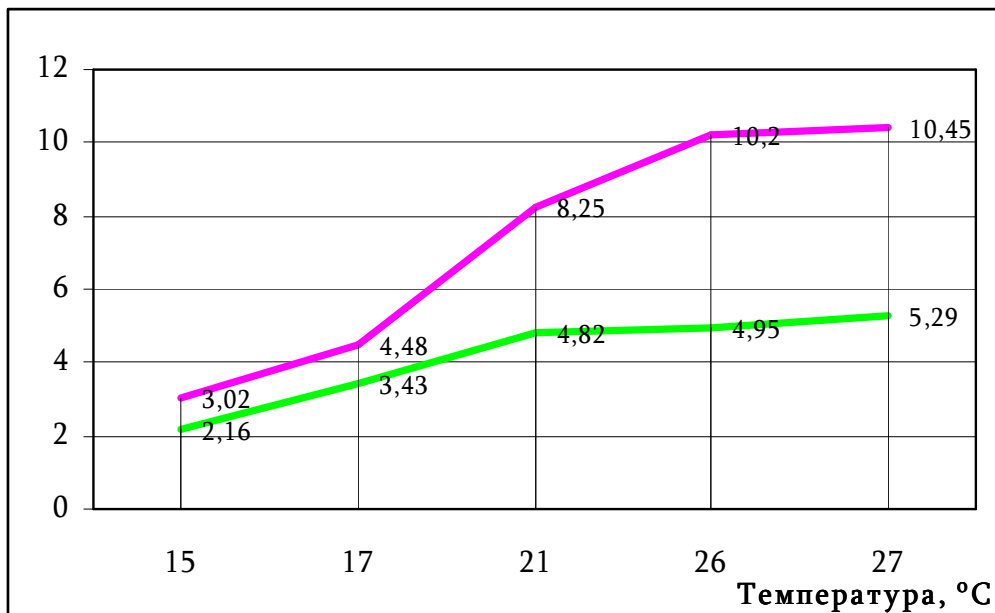


Рис.1. Залежність біомаси та чисельності бактеріопланктону від температури води нагульного ставу

Мінімальна біомаса (2,16 мг/дм³) була зафіксована при найнижчій температурі води – 15°C, а найменша ЗЧБ – 3,02 млн. кл/мл, що спостерігалися на початку досліджень. В третій декаді травня зафіксовано зростання біомаси до 3,43 мг/дм³ при температурі води 17°C і ЗЧБ 4,48 млн. кл/мл.

Середньомісячна біомаса бактеріопланктону протягом травня становила $2,80 \text{ мг/дм}^3$. Максимум величини бактеріальної біомаси – $5,29 \text{ мг/дм}^3$ спостерігали в кінці періоду досліджень при найбільшій температурі води (27°C) та при чисельності бактеріопланктону $10,45 \text{ млн. кл./мл.}$ Крім того, цей період співпав у часі з початком годівлі риби. Отже, біомаса мікроорганізмів дослідного ставу обумовлювалася їх чисельністю при відносно однакових розмірах клітин. Надходження до ставу додаткової органічної речовини у вигляді кормів та підвищення температури води сприяли збільшенню чисельності і біомаси бактеріопланктону, що є характерним для рибницьких ставів [4]. Накопичення бактеріальної біомаси не відбувалось завдяки її активній трансформації трофічними ланцюгами.

В експериментальному ставі продукція бактеріопланктону змінювалася від $3,01 \text{ мг/дм}^3$ до $15,85 \text{ мг/дм}^3$ при середньому значенні $10,04 \text{ мг/дм}^3$ і зростала від початку до середини вегетаційного сезону (рис. 2). В кінці травня продукція бактерій зросла незначно – до $3,84 \text{ мг/дм}^3$. Стрімке зростання продукції ЗЧБ на початку червня – до $13,05 \text{ мг/дм}^3$ було обумовлене підвищенням температури води, початком годівлі, в результаті чого у ставі накопичилася достатня кількість легкодоступної органічної речовини у вигляді незідених рибами кормів, продуктів метаболізму, решток відмерлих гідробіонтів. На 10 червня була зафіксована максимальна протягом періоду спостережень продукція бактеріопланктону – $15,85 \text{ мг/дм}^3$. Проте, в третій декаді червня відмічали незначне зменшення показника продукції, що, можливо, обумовлювалося зниженням темпів розмноження бактерій з збільшенням розмірів бактеріальних клітин і їх загальної чисельності.

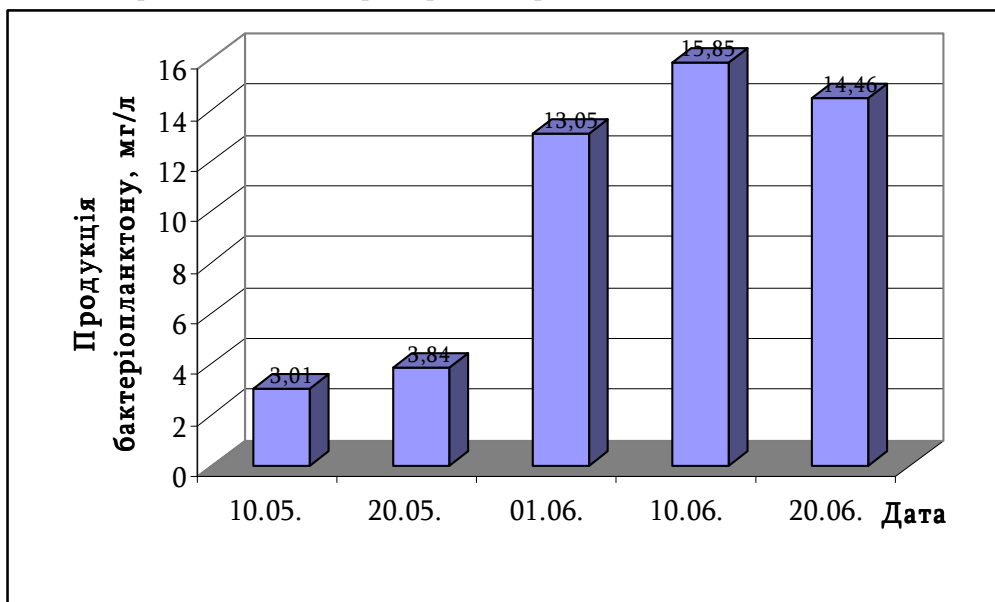


Рис. 2. Динаміка продукції мікроорганізмів нагульного ставу протягом періоду досліджень

Отже, при вирощуванні коропа в полікультурі з рослиноїдними рибами склалися сприятливі умови для росту бактеріального угруповання і швидкого темпу оборення його біомаси.

Висновки

На основі отриманих результатів, можна зробити висновок про взаємопов'язаність протікання продукційних процесів у ставі. Визначальний вплив на основні продукційні характеристики бактеріопланктону (біомасу, продукцію) експериментального ставу спричиняли фактори зовнішнього середовища: температурний та кисневий режими ставу, надходження у воду ставу алохтонної та наявності автохтонної органічної речовини. За умови створення оптимальних показників зовнішнього середовища, яке відбувалось від початку до кінця періоду спостережень, швидкість проходження продукційних процесів у водоймі зростала. Крім того, згідно Положення з гідрологічного моніторингу, стан водної екосистеми за показником загальної чисельності мікроорганізмів характеризувався переходом від екологічного прогресу (антропогенного екологічного напруження) на початку дослідження до екологічного регресу в кінці періоду спостережень.

1. Антипчук А.Ф. Исследования по водной микробиологии в рыбоводных хозяйствах Украинской ССР / А.Ф. Антипчук // Рыб. хоз-во. – 1980. – Вып. 3. – С. 51–56.
2. Антипчук А.Ф. О минерализации искусственных кормов. Бактериологические и гидрохимические показатели процесса минерализации кормов / Антипчук А.Ф., Бешлей Т.Г. // Рыб. хоз-во. – 1970. – Вып. 10. – С. 61–70.
3. Антипчук А.Ф. Микробные ценозы прудов с моно- и поликультурой рыб / Антипчук А.Ф., Джана Б.Б. // Рыб. хоз-во. – 1978. – Вып. 27. – С. 58–62.
4. Антипчук А.Ф. Водна мікробіологія / Антипчук А.Ф., Кіреєва І.Ю. – К.: НАУ, 2003. – 224 с.
5. Воронова Г.П. Продуктивность бактериопланктона в прудах / Г.П. Воронова // Тр. БелНИИРХ. – Минск Ураджай, 1972. – С. 109–118.
6. Дзюбан А.Н. Микробиологические процессы деструкции органического вещества и трансформации метана в донных отложениях озер Прибалтики / А.Н. Дзюбан // Биол. внутр. вод. – 2004. – № 4. – С. 36–41.
7. Родина А.Г. Продукционная микробиология пресных водоёмов / А.Г. Родина // Проблемы микробиологии внутренних вод. – М.: Наука, 1971. – С. 17–22.

І.Ю. Киреева

Национальний університет біоресурсів і природопольовання України, Київ

СТРУКТУРНА ХАРАКТЕРИСТИКА ТОТАЛЬНОГО БАКТЕРИОПЛАНКТОНА ІНТЕНСИВНО ЕКСПЛУАТИРУЕМОГО НАГУЛЬНОГО ПРУДА

В производственном нагульном пруду с комплексной интенсификацией определяющее влияние на основные продукционные характеристики тотального бактериопланктона имели факторы среды: температура и кислородный режим пруда, поступление в воду пруда аллохтонного и наличие в нем автохтонного органического вещества.

Ключевые слова: бактериопланктон, поликультура, общая численность, продукция, интенсификация

I.Yu. Kireeva

National University of Life and Environmental Science of Ukraine, Kyiv

STRUCTURAL DESCRIPTION OF TOTAL BACTERIOPLANKTON OF INTENSIVELY ON-THE-ROAD STOCKER POND

In the production feeding the pond with a comprehensive intensification of the decisive influence on the basic production characteristics of the total bacterioplankton were environmental factors: temperature and oxygen regime of the pond, the water supply pond allo- and the presence of a autochthonous organic matter.

Key words: bacterioplankton, polyculture, general quantity, production, intensification

УДК [574. 5/6] [574.63:577.34]

А.С. КИРИЛЕНКО, А.І. ДВОРЕЦЬКИЙ, Г.С. БЛОКОНЬ, Л.А. БАЙДАК,
В.О. ЯКОВЕНКО, О.Ю. ЗАЙЧЕНКО

Дніпропетровський національний університет ім. О. Гончара
просп. Гагаріна, 72, Дніпропетровськ 49010, Україна

ВПЛИВ ПРОМИСЛОВОЇ АГЛОМЕРАЦІЇ ТА РІЧКОВИХ ПРИТОК НА ГІДРОЕКОСИСТЕМУ ДНІПРОВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

Дніпровське водосховище (найстаріше в гідроекосистемі основного русла Дніпра) знаходиться на території унікального полігону щодо комбінованого впливу техногенного та хімічного навантаження викидами підприємств різних галузей, посиленого дією природних радіонуклідів від хвостосховищ урано-видобувної та урано-переробної промисловості. На основі гідроекологічних досліджень виділені основні акваторії екологічного ризику.

Ключові слова: промислові агломерації, забруднення води, гідробіоценози, екосистема

Згідно сучасних даних фундаментальних та прикладних досліджень вчених України, Білорусії та Росії проблема забруднення поверхневих та підземних вод у басейні р. Дніпро внаслідок розташування та функціонування великої кількості промислових та паливно-енергетичних (включно АЕС) та об'єктів з видобутку і переробки уранової сировини та інших корисних копалин

стає дедалі актуальною [8]. Значна частина цих об'єктів розташована в межах Дніпропетровської області України. Вирішення проблеми залежить від того, які процеси попередньої деградації мали незворотній характер. Гідроекологічна ситуація окремих акваторій характеризується як передкризова та кризова, коли самовідновлювальна здатність р. Дніпро, його приточної системи не забезпечує екологічної рівноваги.

В межах мегаполісу середньої України, що утворений містами Дніпропетровськ та Дніпродзержинськ, загальною площею більше 600 км², формується велика кількість стічних вод промислового та господарсько-побутового використання, що поступають у водні об'єкти, а власне – у Дніпро. Крім того, велика їх кількість гадходить до водних джерел з поверхневим стоком з міської території (поливо-змивні води) та з атмосферними опадами (ливневий стік).

Матеріал і методи досліджень

Використані результати гідроекологічних досліджень складу води, структурно-функціональних характеристик бактеріо-, фіто-, зоопланктону, бентосу та риби, що отримані протягом останніх 10 років, виконані в Дніпропетровському університеті.

Рівень, характер та ступені дії антропогенних чинників визначали за категоріями якості води та забруднення її органічною речовиною, біогенами і нафтопродуктами, поверхнево-активними речовинами, важкими металами, радіонуклідами, використовуючи основні методики та єдині екологічні критерії [9].

При визначенні стану та статусу гідроекосистем екологічно кризових зон застосована класифікація Л.П. Брагінського [2].

Результати досліджень та їх обговорення

Щодо поверхневого стоку, слід відмітити, що відсутність достатньо достовірних і систематизованих даних про його якісну характеристику є однією з причин недооцінки цього джерела забруднення. Відведення цих неочищених стоків призводить до замулення акваторії, забруднення її нафтопродуктами, важкими металами, погіршення санітарного режиму, різкого збільшення вмісту зависей. Для верхньої частини водосховища характерні процеси модифікації хімічного складу води від Дніпродзержинська до с. Волоське. Взагалі, в Дніпровському водосховищі спостерігається наявність локального забруднення за хімічними показниками в таких основних зонах як стоки заводу ім. Петровського, річкові порти м. Дніпропетровська та Дніпродзержинська, гирло річок Самари та Мокрої Сури [5, 6, 11].

Дуже поширеними чинниками токсифікації поверхневих вод басейну середнього Дніпра залишаються нафтопродукти. Їх вміст у воді досліджених біотопів перевищував рибогосподарські ГДК навесні – у 7,2–59,2 рази; влітку – у 5,2–23,2 рази, восени – у 3,2–16,6 рази. Нафтопродукти у такій високій концентрації у воді впливають на функціонування центральної нервової системи риб, проникнення клітинних мембран, особливо у зябрах, збільшення пасивного транспорту та пригнічують активний транспорт іонів [7, 10].

Якість води у водосховищі коливалася від чистої до слабко забрудненої і відносилась до II–III класу.

За бактеріологічними показниками вода у Дніпровському водосховищі є неоднорідною, коливаючись від дуже чистої та цілком чистої до помірно та сильно забрудненої (гирло р. Мокрої Сури, гирло р. Коноплянки). Вода у фарватері Дніпровського водосховища за показниками гетеротрофної бактеріофлори (0,1–0,5 тис. кл./см³) є цілком чистою та дуже чистою. Різке підвищення показників гетеротрофної бактеріофлори відмічається у воді, яку приносять в Дніпровське водосховище його притоки (рр. Коноплянка, Самара, Мокра Сура) (5,0–8,0 тис. кл./см³), і є помірно- та сильно забрудненими.

Фітопланктон Дніпровського водосховища має свої особливості, що зумовлені русловим характером водосховища, його внутрішньокаскадним розташуванням, гідрологічними відмінностями та потужним антропогенним пресом. Щорічно у всьому водосховищі відбуваються, як правило, два спалахи цвітіння води: весняне – діатомовими водоростями при температурі води в інтервалі 4–8°C протягом 20–40 діб (березень–квітень); літньо-осіннє – синьозеленими водоростями при температурі води вище 19°C протягом 90–130 діб (з середини червня до середини жовтня). По всій акваторії спостерігаються невеликі відхилення від середніх величин показників вегетації водоростей, але в місцях локального антропогенного впливу та в гирлах притоків відмічаються помітні порушення типових для водосховища видового складу та інтенсивності розвитку планктонних водоростей. Так, в місцях скидів біологічно очищених стічних вод розвиваються у значних кількостях хлорококові та інші види водоростей. В місцях виносу в р. Дніпро стічних вод з ливневих скидів з'являються евгленових водорості та інші види-індикатори α -мезосапробної зони. В

гирлах р. Оріль та р. Самара часто трапляються галофільні види діатомових, що виносяться з водою цих приток. На стан фітопланктону негативно впливає скидання промислових стоків правобережної групи заводів м. Дніпропетровська і комбінованого скиду стоків у р. Мокра Сура.

Дещо складнішою є динаміка індексів якості водного середовища за Пантле–Букк. Чітко проявляється вплив антропогенного фактору. Індекс сапробності підвищується у напрямку до нижньої частини водосховища, особливо влітку. Восени помітно знижується індекс видового біорізноманіття.

Еколого-санітарні та трофо-біологічні показники дозволяють характеризувати всі зони як β -мезосапробні з тенденцією підвищення сапробності в напрямку до низу водосховища. В цілому, якість води відповідає категорії "задовільна", за ступенем забрудненості – "слабко забруднена", за трофічністю категорії – "евтрофна". Однак, влітку в місцях нагону водоростей вода буває дуже забрудненою.

Вивчення антропогенної трансформації водної рослинності Дніпровського водосховища показали, що заростання акваторії дуже нерівномірне: на Дніпровському плесі – від 1,7%, у межах м. Дніпропетровськ – до 20,9%, на Самарському плесі – від 34% до 65% [3].

Ділянкам, на яких внаслідок антропогенної діяльності найбільш забруднена вода та донні відклади, відповідає найменша частка заростання. Це ділянки літоралі в межах м. Дніпродзержинськ, де вище гирла р. Коноплянка заростання складає біля 1%, а в гирлі р. Коноплянка – біля 5%. На забруднених ділянках, порівняно з умовно чистими, знижується рівень видового та ценотичного різноманіття.

Згідно даних радіоекологічних досліджень, найбільший вміст цезію зафіксовано в занурених водних рослинах, значно менший – у повітряно-водних. Вміст цезію-137 становив від 0,2 Бк/кг до 26,4 Бк/кг, радію – від 0,4 Бк/кг до 7,1 Бк/кг, калію-40 – від 112,4 Бк/кг до 612,4 Бк/кг. Показники коефіцієнтів накопичення цезію-137 варіювали в межах від 10,7 од. до 880 од. Високе накопичення відмічено в занурених водних рослинах, найменше – в повітряно-водних. За вмістом радіоцезію досліджені види рослин можна розташувати в ряд: *Potamogeton perfoliatus* L. > *P. crispus* L. > *Miriophyllum spicatum* L. < *Phragmites communis* Frin < *Typha latifolia* L. [10, 11].

Розвиток зоопланктону влітку можна визначити як "низький" для пелагіалі та для відносно чистих ділянок літоралі, як "нижчий середнього" для заростей рдесника, та "дуже низький" для забруднених ділянок літоралі водосховища. Для забруднених ділянок не притаманні загальні закономірності розвитку планктофауни у різні роки. Так, у р. Мокра Сура біомаса була максимальною у 2008р., а у відкритій літоралі водосховища – у 2007 р.

Серед забруднених ділянок найбільшу біомасу зоопланктону зафіксовано на 1 км нижче стоку очисних споруд у Самарську затоку та у гирлі р. Мокра Сура – 955,2 мг/м³ та 558 мг/м³ відповідно. На обох ділянках домінували коловертки родів *Asplanchna*, *Synchaeta*, *Brachionus*, розвиток яких був викликаний значним вмістом у цих стоках органічної речовини.

Встановлено, що молюски можуть бути індикаторами забруднення водного середовища важкими металами і радіонуклідами. Вміст їх коливається в межах гранично допустимих норм для риб та гідробіонтів як продуктів харчування людини. Акваторії, де відмічаються великі поселення дрейсени, є, як правило, умовно чистими, і – навпаки, якщо їх немає. Динаміка накопичення радіонуклідів у черепашках молюсків може бути використана для оцінки та прогнозування процесів самоочищення водойм. Радіоактивне забруднення Дніпровського водосховища призвело до накопичення штучних радіонуклідів гідробіонтами, особливо рибою, що по харчовому ланцюгу потрапляє до організму людини.

Проведені модельні дослідження впливу реального екологічного забруднення основних водних артерій Придніпров'я дозволили встановити, що в тих випадках, коли токсичний вплив фактору доквілля посилюється й перевищує величини, що визначаються як фонові, в антиоксидантному захисті тварин відбувається збій. Це веде до активізації пероксидного окиснення ліпідів. Ураховуючи універсальність антиоксидантного відгуку організмів на різні типи забруднювачів, його показники можна застосувати для контролю стану гідроекосистем.

Висновки

На основі вивчення еколого-токсикологічної ситуації та за встановленим рівнем дії антропогенного забруднення на гідробіоценози у Дніпровському (Запорізькому) водосховищі визначені чотири зони екологічного ризику: Коноплянська, Заводська, Самарська та Сурська. Вони знаходяться під посиленням тиском антропогенного забруднення викидами промислових та побутових стічних вод.

1. *Белоконь А.С.* Современная радиоэкологическая характеристика Днепровского водохранилища / А.С. Белоконь, А.И. Дворецкий, И.А. Орел // Вода: проблемы решения. Тез. док. VIII научн. конф. – Днепропетровск: Гамалія, 2008. – С. 182–183
2. *Брагинский Л.П.* Принципы классификации и некоторые механизмы структурно-функциональных перестроек пресноводных экосистем в условиях антропогенного пресса / Л.П. Брагинский // Гидробиол. журн. – 1998. – Т. 34, № 6. – С. 72–94.
3. *Вивчення механізмів* структурно-функціональних перебудов екосистем водойм Придніпров'я в умовах антропогенного тиску: Звіт про НДР / Дніпропетровський національний університет; кер. А.І. Дворецький. – № 0103U000553. – Дніпропетровськ, 2005. – 251 с.
4. *Дворецкий А.И.* Запорожское водохранилище / А.И. Дворецкий, Ф.П. Рябов, Г.П. Емец, В.Л. Галинский. – Днепропетровск.: Изд-во ДНУ, 2000. – 170 с.
5. *Дворецький А.І.* Зональне районування Дніпровського водосховища за рівнем дії антропогенного забруднення на гідробіоценози та якість води / А.І. Дворецький // Рибне госп-во. – Київ, 2006 – С. 35–38.
6. *Дворецкий А.И.* Токсикологические проблемы водных экосистем степного Приднепровья / А.И. Дворецкий // Мат. X Межд. научн.-практ. конф. «Вода: проблемы и решения». – Днепропетровск: Гамалія, 2008. – С. 127–130.
7. *Ковалева Г.И.* Действие нефти на рыб / Ковалева Г.И., Мазманиди Н.Д. // Гидробиол. журн. – 1987. – № 5. – С. 67–73.
8. *Романенко В.Д.* Стан та перспективи оздоровлення басейну Дніпра / В.Д. Романенко // Наук. зап. Терноп. пед. ун-ту. – Тернопіль, 2001. – С. 7–8.
9. *Романенко В.Д.* Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / В.Д. Романенко, В.М. Жукінський, О.П. Оксіюк. – К., 1998. – 28 с.
10. *Тульчинская В.П.* Биологический контроль нефтяных загрязнений морской воды / Тульчинская В.П., Кожанов Г.А. // Химия и технология воды. – 1984. – № 4. – С. 355–364
11. *Экологическое состояние* трансграничных участков рек бассейна Днепра на территории Украины / под ред. А.Г. Васенко, С.А. Афанасьева. – К.: Академперіодика, 2002. – 355 с.

А.С. Кириленко, А.И. Дворецкий, Г.С. Билокин, Л.А. Байдак, И.О. Яковенко, О.Ю. Зайченко
Днепропетровский национальный университет им. О. Гончара, Украина

ВЛИЯНИЕ ПРОМЫШЛЕННОЙ АГЛОМЕРАЦИИ И РЕЧНЫХ ПРИТОКОВ НА ГИДРОКОСИСТЕМУ ДНЕПРОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Днепровское водохранилище находится на территории уникального полигона по комбинированному влиянию техногенной и химической нагрузки выбросами промпредприятий, усиленного действием естественных радионуклидов от хвостохранилищ урано-добывающей и урано-перерабатывающей промышленности. На основе гидроэкологических исследований выделены основные акватории экологического риска.

Ключевые слова: промышленные агломерации, загрязнение воды, гидробиоценозы, экосистема

A.S. Kirilenko, A.I. Dvoretzkiy, G.S. Bilokin, L.A. Baydak, I.O. Yakovenko, O.Yu. Zaychenko
Oles Honchar Dnipropetrovsk National University, Ukraine

INFLUENCE OF INDUSTRIAL AGGLOMERATION AND RIVER INFLUXES IS ON HYDROECOSYSTEMS OF DNEIPER RESERVOIR

Dnieper reservoir is located on the territory of a unique area under the influence of emissions of enterprises of different industries, including uranium-mining and uranium-processing industry. On the basis of environmental studies at the reservoir highlights the main areas of environmental risk.

Key words: industrial agglomerations, contamination of water, hydroecosystem

УДК 597.2/. 5:574.3

О.П. КИРИЛЮК, Н.І. ГОНЧАРЕНКО

Інститут гідробіології НАН України
пр-т Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210

ВИДОВИЙ СКЛАД РИБ ТА ЇХ РОЗПОДІЛ В ЗОНІ ДІЇ ТАШЛИЦЬКОЇ ГІДРОАКУМУЛЮЮЧОЇ ЕЛЕКТРОСТАНЦІЇ

У роботі наводяться дані польових досліджень щодо видового складу риб, їх розмірно-вагових показників та чисельності в зоні Ташлицької ГАЕС.

Ключові слова: Ташлицька ГАЕС, Олександрівське водосховище, р. Південний Буг, іхтіофауна

Будівництво Ташлицької гідроакумуляуючої електростанції (ТГАЕС) та введення в експлуатацію її першої черги поряд з одержанням дешевої електроенергії породило низку екологічних, економічних та соціальних проблем. Практика будівництва і експлуатації гідротехнічних об'єктів у світі свідчить про те, що недостатній розрахунок їх впливу на навколишнє природне середовище приводить до негативних екологічних наслідків, які можуть набувати значних масштабів.

Введення в дію першої черги потужностей Ташлицької ГАЕС і підняття НПУ в Олександрівському водосховищі до відмітки 14,7 м значно збільшило площу його водного дзеркала та змінило гідрологічний режим водойми, що в майбутньому може призвести до змін не лише у видовому складі іхтіофауни, але й у біологічній структурі популяцій риб. Тому при експлуатації Ташлицької ГАЕС вирішення питання подальшої роботи станції можливе лише при урахуванні досвіду експлуатації подібних гідросистем, а також за умови моніторингу стану природного середовища.

Матеріал і методи досліджень

Збір матеріалу здійснювали у червні–липні 2009 р. мальковою волокушею довжиною 25 м та ставними сітками згідно загальноприйнятих іхтіологічних методик [6, 8, 9] на п'яти визначених станціях, а саме: р. Південний Буг біля с. Панкратове (вхідний створ) та р. Південний Буг, нижче греблі Олександрівського водосховища, Олександрівське водосховище біля греблі, верхня водойма-накопичувач ТГАЕС та нижня водойма ТГАЕС. Був проведений аналіз сіток та здійснено повний біологічний аналіз риб, який включав такі виміри: довжину тіла риб без хвостового плавця, загальну масу тіла риб, масу тіла риб без нутрошків. Визначали стать риб і жирність риб за п'ятибальною шкалою М.Л. Прозоровської [6, 8]. Вік риб визначали за лускою.

Приналежність риб до певного виду знаходили за визначниками [3, 5]. Систематичні назви риб наведені згідно [4].

Результати досліджень та їх обговорення

Таксономічний склад риб з контрольних уловів мальковою волокушею та ставними сітками, проведених в зоні дії Ташлицької ГАЕС у басейні р. Південний Буг, нараховував 18 видів риб, які відносяться до 5 родин (табл. 1): родина коропові – лящ, плітка, плоскирка, карась сріблястий, краснопінка, рибець, головень, гірчак, верховодка, пічкур; родина голкові – морська голка пухлощoka чорноморська; родина окуневі – окунь, судак; родина центархові – сонячна риба; родина бичкові – бичок-головач, пісочник, цуцик, гонець.

Червонокнижних та рідкісних видів риб у період досліджень зареєстровано не було.

В Олександрівському водосховищі біля греблі на тонях з піщаним дном мальковою волокушею було виловлено 175 екз. риб 12 видів, а саме: плітка, плоскирка, карась, лящ, окунь, краснопінка, верховодка, сонячна риба, рибець і бички – пісочник, цуцик, головач. Значне число цих видів риб – плітка, плоскирка, лящ, карась, окунь – в Олександрівському водосховищі мають промислове значення.

Серед виловлених риб в контрольних уловах найбільшу частку мали: лящ – 20,6%, карась – 18,3%, плітка – 6,3% і окунь – 4,6%. Крім того, значне місце посідали бичок-пісочник (17,1%), бичок-цуцик (14,3%) та бичок-головач (6,3%), а також вид-інтродуцент – сонячна риба (9,1%).

У роботі [1] наводиться список риб Олександрівського водосховища, який нараховує загалом 19 видів (дослідження 2006–2008 рр.), що кількісно майже співпадає з отриманими нами даними. Водночас, улови риб на окремих станціях містили не більше 10–12 видів. В уловах минулих років домінували плітка та окунь.

В іхтіологічному матеріалі, зібраному нами на станції біля с. Панкратове (вхідний створ), найчисельнішими видами в уловах мальковою волокушею були бичок-пісочник (21,9%), верховодка (23,9%) та гірчак (16,1%), які становили прибережний комплекс риб. Значне місце в уловах складали також промислові види – плітка і окунь. Всього було виловлено 73 екз. риб 9 видів. В сіткових уловах було зареєстровано три види, а саме: плітка, лящ і головень. Найчисельнішим видом у сіткових уловах була плітка, яка мала довжину тіла 18–20 см і масу 100–190 г. Вік плітки становив 4+, 5+ років.

Видовий склад риб р. Південний Буг на станціях біля с. Панкратове та р. Південний Буг, нижче греблі Олександрійського водосховища (с. Олександрівка), характеризувався меншою кількістю видів, ніж в Олександрівському водосховищі.

Найбіднішою за видовим складом була ділянка р. Південний Буг нижче Олександрівського водосховища (с. Олександрівка), де в уловах мальковою волокушею траплялося всього 5 видів – морська голка пухлощока чорноморська, окунь, бичок пісочник, бичок-головач і гірчак. Домінували в улові морська голка пухлощока чорноморська (64,2%) та бичок пісочник (18,9%). Ставними сітками було виловлено судака і карася.

У табл. 1 наведено дані щодо середньої довжини молоді риб та їх чисельності при обловах мальковою волокушею.

Таблиця 1

Середня довжина тіла молоді риб в зоні впливу ТГАЕС (матеріали малькових обловів, літо 2009 р.)

№№ п/п	Види риб	Олександрівське водосховище			р. Південний Буг біля с. Панкратове			р. Південний Буг біля с. Олександрівка		
		п, екз.	довжина тіла, см		п, екз.	довжина тіла, см		п, екз.	довжина тіла, см	
			середня	коливання		середня	коливання		середня	коливання
	Родина коропових – Cyprinidae									
1	Лящ звичайний – <i>Abramis brama</i> (Linnaeus, 1758)	36	6,5	4,5–15,0	2	19,2	19,0–19,5	–	–	–
2	Плітка звичайна – <i>Rutilus rutilus</i> (Linnaeus, 1758)	11	11,5	6,0–14,0	6	12,4	10,5–14,5	–	–	–
3	Плоскирка звичайна – <i>Blicca bjoerkna</i> (Linnaeus, 1758)	2	13,0	9,0–11,0	–	–	–	–	–	–
4	Карась сріблястий – <i>Carassius auratus gibelio</i> (Bloch, 1782)	32	6,6	5,0–8,0	–	–	–	–	–	–
5	Краснопірка – <i>Scandinius erythrophthalmus</i> (Linnaeus, 1758)	1	9,0	–	–	–	–	–	–	–
6	Рибець звичайний – <i>Vimba vimba</i> (Linnaeus, 1758)	2	7,6	7,5–7,8	–	–	–	–	–	–
7	Верховодка звичайна – <i>Alburnus alburnus</i> (Linnaeus, 1758)	1	11,0	–	17	9,2	8,0–10,0	–	–	–
8	Гірчак звичайний – <i>Rhodeus sericeus</i> (Pallas, 1776)	–	–	–	11	4,8	4,3–5,0	1	4,5	–
продовження табл. 1.										
9	Пічкур звичайний – <i>Gobio gobio gobio</i> (Linnaeus, 1758)	–	–	–	6	11,5	10,0–12,0	–	–	–
	Родина іглецевих – Syngnathidae									
10	Морська голка пухлощока чорноморська – <i>Syngnathus abaster nigrolineatus</i> (Eichwald, 1831)	–	–	–	–	–	–	34	10,4	7,0–16,0
	Родина окуневих – Percidae									
12	Окунь звичайний – <i>Perca fluviatilis</i> Linnaeus, 1758	8	8,1	6,0–13,0	5	15,4	11,5–19,0	7	9,3	6,5–15,0
	Родина центархіїв – Centrarchidae									
13	Сонячна риба – <i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus, 1758)	16	7,2	2,9–9,0	2	7,9	6,5–9,0	–	–	–
	Родина бичкових – Gobiidae									
14	Бичок головач звичайний – <i>Neogobius kessleri kessleri</i> (Gunther, 1861)	11	1,9	1,6–2,0	–	–	–	1	11,5	–

ПРИСНОВОДНА ГІДРОБІОЛОГІЯ

Провження таблиці 1											
15	Бичок-пісочник звичайний <i>Neogobius fluviatilis fluviatilis</i> (Pallas, 1814)	30	7,2	2,0–9,0	16	7,4	5,0–9,0	10	7,0	2,0–8,0	
16	Бичок-цуцик – <i>Proterorhinus marmoratus</i> (Pallas, 1814)	25	3,3	2,2–4,0	–	–	–	–	–	–	
17	Бичок-гонець звичайний – <i>Neogobius gymnotrachelus gymnotrachelus</i> (Kessler, 1857)	–	–	–	8	7,5	6,5–9,0	–	–	–	
Кількість видів риб на станціях		12			9			5			

Попередні дослідження [2], проведені нами на цій ділянці ріки, показали, що видовий склад риб у водотоці представлений рідкісними видами – шемає.

У зону дії Ташлицької ГАЕС входить також водойма-накопичувач Ташлицької ГАЕС, що була штучно збудована і відокремлена від водойми-охолоджувача Південноукраїнської АЕС насипною греблею. Ложе і берега її кам'яністі. Підняття води з нижнього б'єфа у верхній і відповідно її спуск з верхнього б'єфа у нижній протягом доби на висоту 107 м супроводжується коливаннями води у верхній водоймі-накопичувачі до відмітки 11 м. Вздовж берегів водойми відсутня вища водяна рослинність, а підводна рослинність представлена, в основному, зануреними рослинами, зокрема, рдестами, біомаса яких у водоймі значна.

Іхтіологічні дослідження, проведені нами у водоймі-накопичувачі Ташлицької ГАЕС, показали, що тут існують типові аборигенні види риб. У контрольних ставних сітках, виставлених на ніч у період скиду води у водоймі, лящ було виловлено 13 екз. загальною масою 1700 г, плітки, плоскирки і карася – 7 екз., 11 і 2 екз. масою 1400 г, 1700 і 1200 г відповідно. Всього було виловлено 33 екз. риб загальною масою 6000 г.

Візуально зовнішніх і внутрішніх пошкоджень у риб не спостерігали. Гонади статевозрілих особин плітки, плоскирки та карася були у післянерестовому стані, розвиток генеративної системи не мав ознак аномалій. Лящ був представлений незрілою молоддю.

Середні розмірно-вагові показники виловлених у водоймі-накопичувачі ТГАЕС риб представлені у табл. 2. Плітка при коливанні показників довжини тіла від 18 см до 24 см і маси тіла від 123 г до 262 г мала середню довжину тіла 21,2 см і масу 204 г. Середня довжина та маса тіла плоскирки була дещо меншою, ніж у плітки, і становила 19,3 см та 168,8 г відповідно. Лящ був представлений нестатевозрілими особинами, середня довжина яких була 20 см, а маса 143,6 г. Найбільшу довжину тіла і вагу мав карась – 25,5 см і 561 г відповідно.

Виловлені риби у водоймі-охолоджувачі ТГАЕС були віком від 2+ до 4+ років.

Таблиця 2

Розмірно-вагова характеристика та вгодованість риб верхньої водойми-накопичувача Ташлицької ГАЕС (ставні сітки 30 мм, 40, 50 мм)

Види риб	п, екз.	Стать	Довжина тіла, см		Маса тіла, г		Вгодованість	
			середня	коливання	середня	коливання	за Фультоном	за Кларк
Плітка	3	самки	22,6	22,0–24,0	248,3	239,0–262,0	2,15	1,88
	4	самці	20,0	18,0–21,5	170,7	123,0–214,0	2,11	1,85
	7	обидві статі	21,2	18,0–24,0	204,0	123,0–262,0	2,13	1,86
Лящ	5	самки	20,0	19,0–22,0	143,6	112,0–199,0	1,78	1,63
	8	самці	18,5	16,5–21,0	108,3	76,0–157,0	1,67	1,33
	13	обидві статі	19,0	16,5–22,0	121,8	76,0–199,0	1,72	1,43
Плоскирка	8	самки	19,3	17,0–21,0	168,8	113,0–217,0	2,31	2,10
	3	самці	14,7	14,5–15,0	73,5	69,0–78,0	2,30	2,11
	11	обидві статі	18,5	14,5–21,0	151,5	69,0–217,0	2,30	2,10
Карась	2	самки	25,5	24,0–27,0	561,0	495,0–627,0	3,39	3,22

Лінійний та ваговий ріст риб верхньої водойми-накопичувача Ташлицької ГАЕС був високим, що зумовлено доступністю корму та великими запасами дрейсени. Візуально було видно, що кишковики риб, насамперед плітки і плоскирки, були повністю забиті залишками дрейсени.

Вгодованість досліджуваних риб порівняно з особинами того ж виду з р. Південного Бугу була значно вищою. Жирність риб за шкалою М.Л. Прозоровської [6, 8] становила 5 балів (органи черевної порожнини були повністю покриті шаром жиру). Це свідчить про те, що риби у водоймі-накопичувачі знайшли багату кормову базу.

Висновки

Отже, у період проведення іхтіологічних досліджень у зоні впливу Ташлицької ГАЕС було зареєстровано 18 видів риб з 5 родин. Найбільшу кількість видів виловлено в Олександрівському водосховищі біля греблі, де масовими видами були промислові риби – лящ, плітка і карась. Водночас видове різноманіття риб руслової ділянки р. Південний Буг було біднішим і налічувало від 7 до 10 видів. На мілководді, в основному, траплялися бички, верховодка і морська голка пухлощока – види, що становили прибережний видовий комплекс.

Вперше одержані дані щодо рибного населення у верхній водоймі-накопичувачі Ташлицької ГАЕС. тут виявлено 4 види риб – плітку, плоскирку, ляща і карася, які потрапили у накопичувач з р. Південний Буг і утворили самостійні стада. Розмірно-вагові характеристики риб були досить високими.

Автори висловлюють подяку співробітникам Інституту гідробіології НАН України О.О. Голубу і В.В. Маковському за допомогу у збиранні іхтіологічного матеріалу.

1. *Алексієнко В.Р.* Результати іхтіологічних досліджень в прибережній зоні Олександрівського водосховища в період підняття його рівня/ В.Р. Алексієнко, М.В. Руднев, О.О. Гупало // Зоологічна наука у сучасному суспільстві: Матеріали Всесоюзної наук. конф., присвяченої 175-річчю заснування кафедри зоології. – К.: Фітосоціоцентр, 2009. – С. 26–31.
2. *Гончаренко Н.І.* Сучасний стан іхтіофауни пониззя Південного Бугу / Н.І. Гончаренко, О.С. Афанасьєв, В.Л. Долинський., О.П. Кирилюк // Сучасні проблеми теоретичної і практичної іхтіології: Тез. 11 Міжнар. іхтіол. наук.-прак. конф., 16-19 вересня 2009 р. – Севастополь, 2009. – С. 25–27.
3. *Коблицкая А.Ф.* Определитель молоди рыб пресноводных рыб/ А.Ф. Коблицкая – М: Легкая и пищевая промышленность, 1981. – 308 с.
4. *Круглоротые и рыбы* / Ю.В. Мовчан, Л.Г. Манило, А.И. Смирнов, А.Я. Щербуха. – К.: Зоомузей ННПМ НАН Украины, 2003. – 241 с.
5. *Маркевич О.П.* Визначник прісноводних риб УРСР / Маркевич О.П., Короткий І.І. – К.: Радянська школа, 1954. – 208 с.
6. *Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод* / О.М. Арсан, О.А. Давидов, Т.М. Дьяченко [та ін.]; За ред. В.Д. Романенка. НАН України. Ін-т гідробіології. – К.: ЛОГОС, 2006. – 408 с.
7. *Никольский Г.В.* Экология рыб / Г.В. Никольский. – М.: Высшая шк., 1974. – 57 с.
8. *Правдин И.Ф.* Руководство по изучению рыб (преимущественно пресноводных) / И.Ф. Правдин. – М.: Пищ. пром-сть, 1966. – 376 с.
9. *Чугунова Н.И.* Руководство по изучению возраста и роста рыб / Н.И. Чугунова. – М.: Изд-во АН СССР, 1959. – 164 с.

О.П. Кирилюк, Н.И. Гончаренко

Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

ВИДОВОЙ СОСТАВ РЫБ И ИХ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ В ЗОНЕ ДЕЙСТВИЯ ТАШЛЫЦКОЙ ГИДРОАККУМУЛИРУЮЩЕЙ ЭЛЕКТРОСТАНЦИИ

В работе приводятся данные полевых исследований видового состава рыб, их размерно-весовых показателей та численности рыб в зоне действия Ташлыцкой ГАЕС.

Ключевые слова: Ташлицкая ГАЭС, Александровское водохранилище, р. Южный Буг, ихтиофауна

O.P. Kirilyuk, N.I. Goncharenko

Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

SPECIFIC COMPOSITION OF FISHES AND THEIR DISTRIBUTING IS IN AREA OF ACTION OF TASHLYK HAPS

The field research data on species composition of fishes, their size-weight indicators and the numbers of fish population within the zone of Tashlyk HAPS are presented in the article.

Key words: Tashlyk HAPS, Aleksandrovsk storage pool, South Bug, fishes

УДК 594.38:595.122.2

Г.Є. КИРИЧУК, О.М. ВАСИЛЕНКО

Житомирський державний університет ім. Івана Франка,
вул. Велика Бердичівська, 40, Житомир 10008, Україна

ВПЛИВ ІОНІВ ЦИНКУ ТА КАДМІЮ НА КУМУЛЯТИВНІ ТА ТРОФОЛОГІЧНІ ПОКАЗНИКИ СТАВКОВИКА ОЗЕРНОГО

Досліджено кумулятивні особливості за дії низьких концентрацій іонів кадмію та цинку (2 ГДК) та їх вплив на основні трофологічні показники ставковика озерного.

Ключові слова: *Lymnaea stagnalis*, іони кадмію, іони цинку, кумуляція, трофіка

Моллюски відіграють важливу роль у колообігу речовин та енергії в екосистемах, бо характеризуються високою чисельністю та біомасою популяцій. Вони, використовуючи багаті кормові ресурси гідросфери, формують численні трофічні зв'язки та є визначальним чинником в самоочищенні водойм. Дослідження кількісних характеристик живлення моллюсків є важливим компонентом при вивченні балансу енергетичних потоків на рівні організму чи популяції певного виду. Ці тварини є об'єктами біомоніторингу. Тому вивчення дії іонів важких металів на кумулятивні та трофологічні показники ставковика озерного стало предметом дослідження.

Матеріал і методи досліджень

У трофологічному дослідженні використано 261 екз. *Lymnaea stagnalis*. Для визначення рівня накопичення іонів важких металів (Cu, Zn, Cd, Pb) використано 73 екз. *L. stagnalis*. Тварини зібрані у вересні 2000–2006 рр. в басейні Середнього Дніпра (р. Тетерів, Житомир). Вміст кисню у воді становив 8,2–8,5 мг/дм³, рН 7,4–7,8, температура 18–20°C, освітлення акваріумів природне. Масу моллюсків та дослідженого матеріалу вимірювали на електронних вагах WPS 1200/C. рН визначали іонометрично (рН-1500М). Вміст кисню визначали за Вінклером. У токсикологічних дослідах як токсикант використано ZnCl₂ та CdCl₂*2,5H₂O марки ч.д.а. в концентраціях, що відповідають 2 ГДК_{риб—госп.} (0,01 мг/дм³ та 0,0005 мг/дм³) [5]. Розрахунок здійснено на катіон. Експозиція – 14 діб. Токсичне середовище змінювали кожної доби.

Для визначення величини середньодобового раціону тварин, аклімованих протягом 14 діб до лабораторних умов, обсушували фільтрувальним папером, зважували та розміщували по одному одночасно з наважкою корму у заповнені водою ємності. Як корм використовували листя частухи (*Alisma plantago*); рдесника (*Potamogeton natans*); проварене та мацероване протягом 5 діб листя тополі (*Populus alba*). Величину середньодобового раціону (BCP) (% від загальної (сирої) маси тіла) розраховували за Вискушенком Д.А. [3].

Для визначення тривалості проходження корму (ТПК) через травний тракт моллюсків годували протягом шести діб тонкими шматочками мацерованої у воді моркви. Потім їх розміщували по одному у заповнені водою ємності та давали доволі корму іншого виду (листки частухи, рдесника і тополі). Встановлювали час появи першого екскременту, що містив залишки цього корму. Розрахунок здійснювали за методикою Вискушенка Д.А. [3]. Коефіцієнт засвоюваності корму (КЗК) встановлювали прямим методом [1]. Швидкість добової продукції екскрементів (ШДПЕ) та швидкість добової асиміляції (ШДА) розраховували за методикою К. Пертузевича та А. Макфедьєна [1].

Зараженість моллюсків парентітами і личинками трематод виявляли мікроскопіюванням (7х8) тимчасових гістологічних препаратів, виготовлених з тканин гепатопанкреасу. Видову приналежність трематод встановлювали тільки на живому матеріалі згідно [6]. Моллюски були інвазовані редіями та церкаріями *Echinoparyphium aconiatum* Dietz.

Для визначення вмісту важких металів використовували черепашку, гепатопанкреас, ногу, мантию, гемолімфу. Орган або тканину витягували повністю і фіксували 96%-ним етиловим спиртом, котрий через 6–12 год. випарювали при температурі 105°C [10]. Потім їх спалювали в азотній кислоті (ОСЧ) протягом 12–24 год до повного знебарвлення суміші. Вміст важких металів встановлювали за допомогою атомно-абсорбційного спектрофотометра С-115М з полум'яним аналізатором (стандарт СЗВ 5346). Всього виконано 1292 аналізи. Концентрацію металів виражали в мг/кг сирої маси тварин за природної вологості повітря. Статистична обробка матеріалів виконана за загальноприйнятими методиками [8].

Результати досліджень та їх обговорення

Експериментальне утримання молюсків в затруєному іонами важких металів середовищі призвело до нерівномірного депонування важких металів в організмі *L. stagnalis*. І кадмій, і цинк накопичуються переважно в мантиї. Більше депонується цинк, а менше – кадмій. Домінування цинку в досліджуваних молюсках пов'язано, насамперед, з тим, що він є незамінним компонентом карбоангідрази. Її відсутність порушує тканинний обмін. Характер співвідношення важких металів в черепашці, гепатопанкреасі та нозі як у вільних від інвазії ставковиків, так і у інвазованих особин аналогічний. Накопичення важких металів в цих тканинах було таке: $Cd < Zn$. Рівень накопичення ВМ органами та тканинами гідробіонтів залежить не тільки від концентрації їх в навколишньому середовищі, а й від їх взаємовпливу в ході обміну речовин, який протікає в організмі цих тварин.

Цинк входить до складу карбоангідраз, дегідрогеназ, фосфатаз, протеїназ, пептидаз та ферментів нуклеїнового обміну, відіграє суттєву роль в механізмах спадковості через участь в стабілізації рибосом і біополімерів [4]. Від кількості цинку в організмі залежать особливості протікання в м'язовій тканині гліколітичних та окислювальних процесів [9]. Для металів, що не виконують в організмі фізіологічних функцій (кадмій, свинець) відзначається невисокий рівень регуляції їх надходження [11]. Відомо [7], що іони кадмію є антагоністами іонам цинку, що призводить до заміщення останнього в біологічних структурах та порушенні ензиматичних процесів [7].

За дії іонів кадмію відмічено зростання його вмісту в гепатопанкреасі, мантиї та гемолімфі (рис. 1). За дії іонів цинку зростання його вмісту відмічено лише у мантиї піддослідних тварин (рис. 1).

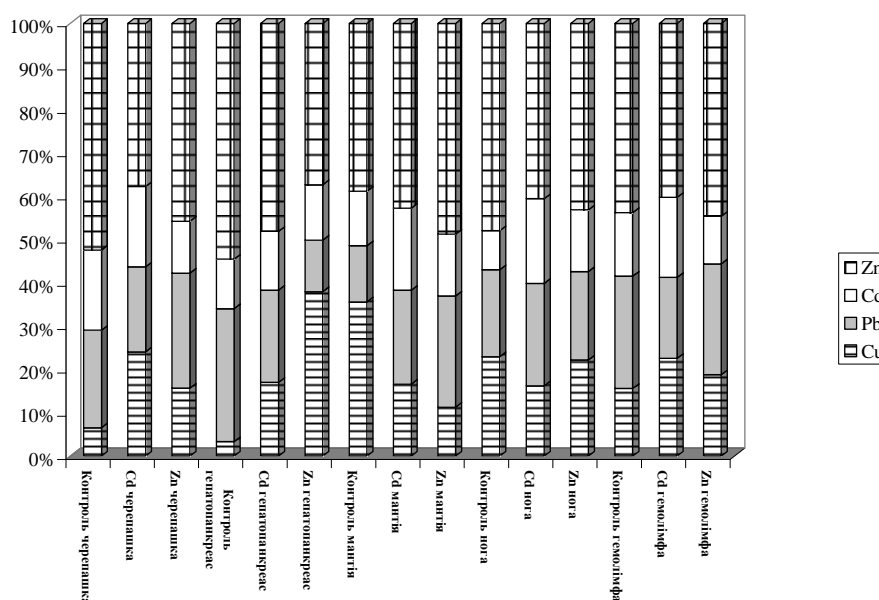


Рис.1. Розподіл іонів важких металів в організмі *Lymnaea stagnalis* за дії іонів кадмію та цинку

Дія іонів цинку призводить до прогресуючого збільшення усіх трофологічних показників, за винятком ШДПЕ у неінвазованих особин ставковика озерного. Як у інвазованих, так і у неінвазованих тварин зареєстровано статистично вірогідне збільшення ВСР в 1,83–2,12 разів. Збільшується щодо норми і ТПК (від 1,33 до 1,70). Зростає значення КЗК від 1,37 до 1,54 у неінвазованих особин, а при споживанні листя рдесника у інвазованих особин відмічено зростання показника на 13%. При інших досліджених видах корму у інвазованих особин з затруєного середовища значення КЗК знаходиться в межах показників контрольної групи. Відмічено також зростання показника ШДА як у інвазованих, так і у інтактних особин в 1,86–3,29 разів. Щодо ШДПЕ, то інвазія виявилася стимулюючим чинником, що виражається у підвищенні цього показника в 1,13–2,25 рази (виняток складають листки рдесника). Разом з тим, у інтактних тварин спостерігається зниження показника (рис.2).

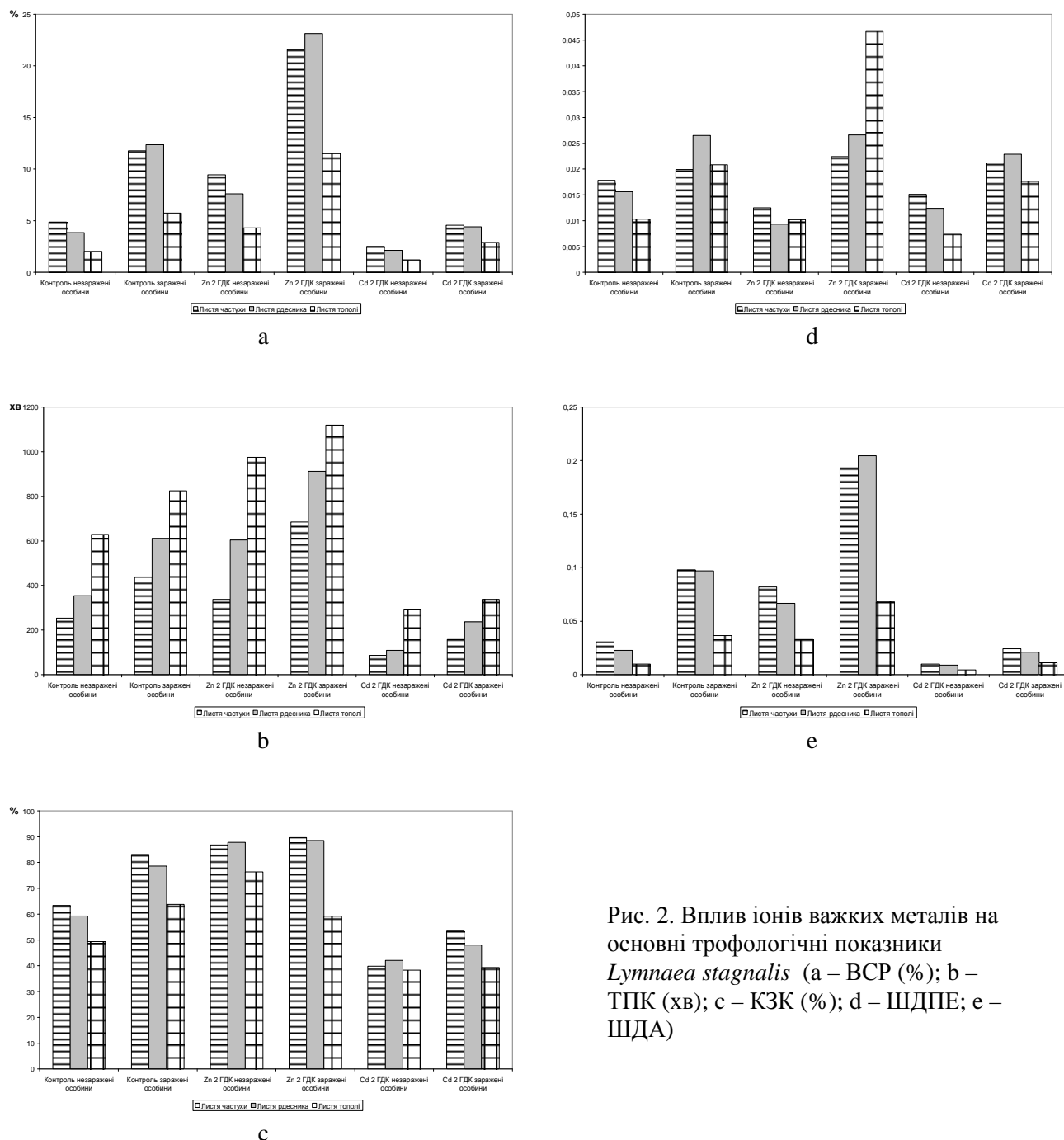


Рис. 2. Вплив іонів важких металів на основні трофологічні показники *Lymnaea stagnalis* (а – ВСР (%); б – ТПК (хв); в – КЗК (%); д – ШДПЕ; е – ШДА)

Отже, досліджені концентрації іонів цинку спричиняють стимулюючий ефект, про що свідчить зростання більшості трофологічних показників. Фізіологічний стан молюсків відповідає фазі стимуляції або фазі підвищеної активності [2]. Відомо [12], що іони цинку в таких концентраціях володіють ефектом мікроелементів, які стимулюють метаболізм. Дія іонів кадмію призводить до зворотного ефекту, що підтверджується зниженням у обох дослідних груп тварин (неінвазованих та інвазованих) всіх обговорюваних показників. Так, значення ВСР зменшується від 1,69 до 2,81. Зменшується також ТПК від 2,13 до 3,22. Зареєстровано зниження показника КЗК від 1,29 до 1,64. Відбувається зменшення ШДПЕ від 1,15 до 1,39 (виняток становлять інвазовані особини за споживання листя частухи). Відмічено скорочення значення ШДА від 2,17 до 4,60.

Висновки

Пригнічення трофологічних функцій організму молюсків є проявом патологічного процесу, а саме – проходженням депресивної фази трофіки [2], що свідчить про високу токсичність іонів кадмію для ставковиків.

1. *Василенко О.М.* Вплив трематодної інвазії на особливості трофіки *Lymnaea balthica* (Mollusca: Pulmonata) / О.М. Василенко // Вісник Львівського університету. Серія біологічна. – 2003. – Вип.33. – С.147–151.
2. *Веселов Е.А.* Классификация сточных вод и их компонентов по их действию на водоёмы и водные организмы / Е.А. Веселов // Критерии токсичности и принципы методик по водной токсикологии: – М.: Изд-во МГУ, 1971. – С.73–76.
3. *Вискушенко Д.А.* Реагирование прудовика озерного (*Lymnaea stagnalis*) на воздействие сульфат меди и хлорида цинка / Д.А. Вискушенко // Гидробиол. журн. – 2002. – Т. 38, № 4. – С. 86–92.
4. *Горовая С.Л.* Физиолого-биохимические показатели рыб водоёмов Белоруссии / Горовая С.Л., Столярова С.А. – Минск : Наука и техника, 1987. – 157 с.
5. *Гусева Т.В.* Гидрохимические показатели состояния окружающей среды / Т.В. Гусева, Я.П. Молчанова, Э.А. Заша, В.Н. Виниченко [и др.]. – М.: Эколайн, 2000. – 127 с.
6. *Здун В.І.* Личинки трематоди в прісноводних молюсках України / В.І. Здун. – К.: Вид-во АН УРСР, 1969. – 141 с.
7. *Кадмий* / Научные обзоры советской литературы по токсичности и опасности химических веществ. – Москва, 1984. – Вып. 69. – 59 с.
8. *Лакин Г.Ф.* Биометрия / Г.Ф. Лакин. – М.: Высш. шк., 1973. – 343 с.
9. *Мур Дж.* Тяжелые металлы в природных водах / Мур Дж., Рамамурти С. – М.: Мир, 1987. – 288 с.
10. *Никаноров А.М.* Биомониторинг тяжелых металлов в пресноводных экосистемах / А.М. Никаноров, А.В. Жулидов, А.Д. Покаржевский. – Л.: Гидрометеиздат, 1985. – 144 с.
11. *Патин С.А.* Микроэлементы в морских организмах и экосистемах / Патин С.А., Морозов Н.П. – М.: Легкая и пищевая пром-сть, 1981. – 152 с.
12. *Романенко В.Д.* Енергетичний обмін у тканинах коропа при адаптації риб до змін концентрації мангану (II) у водному середовищі / В.Д. Романенко, О.М. Арсан, В.В. Грубінко, Н.О. Могилевич // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Сер.: Біологія. – 2003. – № 2(21). – С. 83–93.

Г.С. Киричук, О.М. Василенко

Житомирский государственный университет им. Ивана Франко, Украина

ВЛИЯНИЕ ИОНОВ ЦИНКА И КАДМИЯ НА КУМУЛЯТИВНЫЕ И ТРОФОЛОГИЧЕСКИЕ ПОКАЗАТЕЛИ ПРУДОВИКА ОЗЕРНОГО

Исследованы кумулятивные особенности при действии низких концентраций ионов кадмия и цинка (2 ПДК) и влияние этих концентраций на основные трофологические показатели *Lymnaea stagnalis*. Установлено угнетение трофологических функций организма моллюсков путем формирования депрессивной фазы трофики, что свидетельствует о высокой токсичности ионов кадмия для прудовиков.

Ключевые слова: *Lymnaea stagnalis*, ионы кадмия, ионы цинка, кумуляция, трофика

G.E. Kirichuk, O.M. Vasilenko

Zhytomyr Ivan Franko State University, Ukraine

INFLUENCE OF IONS OF ZINC AND CADMIUM ON CUMULATION AND TROFIC INDEXES OF *LYMNAEA STAGNALIS*

Cumulative features at the action of low concentrations of ions of cadmium and zinc (2 PDK) and influence of these concentrations are investigational on the basic trofologic indexes of *Lymnaea stagnalis*.

Keywords: *Lymnaea stagnalis*, cadmium, zinc, cumulation, trofologic indexes

УДК (577.121:582.232):581.524.13

Н.И. КИРПЕНКО¹, Е.А. КУРАШОВ², Ю.В. КРЫЛОВА³¹Институт гидробиологии НАН Украины

пр-т Героев Сталинграда, 12, Киев 04210, Украина

²Институт озераведения РАН, С.-Петербург, Россия³ф-т географии и геоэкологии СПбГУ, С.-Петербург, Россия

ЭКЗОГЕННЫЕ МЕТАБОЛИТНЫЕ КОМПЛЕКСЫ ДВУХ СИНЕЗЕЛЕННЫХ ВОДОРОСЛЕЙ В МОНО- И СМЕШАННОЙ КУЛЬТУРАХ

Исследованы гексановые экстракты культуральных фильтратов моно и смешанной культур *Oscillatoria neglecta* Lemm. и *Anabaena variabilis* Kütz. Показано наличие соединений с потенциальной аллелопатической активностью. Выявлены изменения состава экзометаболитов в смешанной культуре.

Ключевые слова: водоросли, экзометаболиты, аллелопатия

В формировании и функционировании альгосообществ наряду с абиотическими факторами существенную роль играют взаимодействия между самими водорослями. Взаимовлияние видов приводит к изменению структуры сообществ, популяционной динамики, характера роста водорослей, интенсивности фотосинтеза, дыхания, свободнорадикальных процессов, активности окислительно-восстановительных ферментов, интенсивности белкового обмена [1, 5]. Нарушается также характерная динамика накопления в среде растворенного органического вещества и соотношение его компонентов, что является не только следствием, но, очевидно, и причиной перечисленных изменений.

В состав экзометаболитов водорослей входят соединения различной природы. Они принимают участие либо в трофическом обмене, либо, обладая биологической активностью, выполняют роль аллелохимических агентов и информационных медиаторов, влияющих на развитие и функционирование контактирующих популяций водорослей. Изучение изменения состава и соотношения экзометаболитов водорослей в процессе их взаимодействия может дать ключ к пониманию механизмов аллелопатии, а также выявить действующее начало, ответственное за формирование таких взаимоотношений.

Целью настоящей работы было изучение экзогенных метаболитных комплексов водорослей, выращиваемых в монокультурах, а также в смешанных культурах, моделирующих аллелопатическое взаимодействие.

Материал и методы исследований

Культуры синезеленых водорослей *Anabaena variabilis* Kütz. HPDP-4 и *Oscillatoria neglecta* Lemm. HPDP-25 выращивали на среде Фитцджеральда в модификации Цендера и Горхема (температура 23–26°C, интенсивность освещения 3,5 клк). Водоросли культивировали в течение 5 сут (до начала логарифмической стадии роста) и пересевали на свежую питательную среду – отдельно (монокультуры) или в равном соотношении по показателям сухой массы (смешанные культуры). По истечении 3 сут экспозиции суспензию клеток фильтровали через плотный бумажный фильтр. Экзогенные метаболиты водорослей из фильтрата экстрагировали гексаном (6 см³ гексана на 500 см³ культуральной среды). Их состав определяли на хромато-масс-спектрометрическом комплексе TRACE DSQ II (Thermo Electron Corporation) с квадрупольным масс-анализатором (колонка Thermo TR-5ms SQC 15 м x 0,25 мм с фазой ID 0.25 мкм). В качестве газа-носителя служил гелий. Масс-спектры снимали в режиме сканирования по полному диапазону масс (30–580 m/z) в программном режиме температур с последующей пошаговой обработкой хроматограмм. Для идентификации обнаруженных веществ использовали библиотеки масс-спектров «NIST-2005» и «Wiley», а для количественного анализа – внутренние стандарты декафлуоробензофенон, бензофенон и метилстеарат.

Результаты исследований и их обсуждение

В составе экзогенных метаболитов *Oscillatoria neglecta* обнаружено 26, *Anabaena variabilis* – 8 соединений (табл.). Сравнение состава веществ в фильтратах монокультур водорослей показало, что среди них находятся насыщенные, ненасыщенные и ароматические углеводороды,

ароматические производные карбоновых кислот, терпены, фенолы и их производные. Часть соединений осталась неидентифицированной.

Таблиця

Состав экзометаболитов монокультур синезеленых водорослей

N	Вещество	Формула	Время удержива- ния, мин	Индекс Ковача	C, мг/дм ³	%
<i>Oscillatoria neglecta</i>						
1	6,10-диметил-, (Z)-5,9-ундекадиен-2-он	C ₁₃ H ₂₂ O	39,72	1465	0,0008	0,04
2	2,6-Дитертбутилбензо-1,4-квинон	C ₁₄ H ₂₀ O ₂	39,90	1469	0,0010	0,04
3	Неидентифицированное вещество	?	40,33	1480	0,0028	0,13
4	22,6-ди-(t-бутил)-4-гидрокси-4-метил-2,5-циклогексадиен-1-он	C ₁₅ H ₂₄ O ₂	40,45	1483	0,0028	0,13
5	β-Гуайен	C ₁₅ H ₂₄	41,18	1501	0,0004	0,02
6	2,6-Дитерт-4-метилфенол	C ₁₅ H ₂₄ O	41,82	1517	0,0281	1,29
7	Додекановая кислота	C ₁₂ H ₂₄ O ₂	44,84	1586	0,0004	0,01
8	2-метил-, 1-(1,1-диметилэтил)-2-метил-1,3-пропанодиловый эфир Пропановой кислоты	C ₁₆ H ₃₀ O ₄	45,57	1603	0,0086	0,40
9	Гексил 2-гидроксibenзоат	?	48,33	1681	0,0020	0,09
10	Неидентифицированное вещество	?	49,38	1711	0,0068	0,32
11	Диизобутилфталат	C ₁₆ H ₂₂ O ₄	54,32	1881	0,0268	1,23
12	Дибуталфталат	C ₁₆ H ₂₂ O ₄	55,94	1971	0,2593	11,89
13	Эйкозан	C ₂₀ H ₄₂	56,44	2008	0,0133	0,61
14	Неидентифицированное вещество	?	57,18	2086	0,0053	0,24
15	Генейкозан	C ₂₁ H ₄₄	57,39	2108	0,0494	2,27
16	Октадекановая кислота	C ₁₈ H ₃₆ O ₂	57,92	2175	0,0170	0,78
17	Докозан	C ₂₂ H ₄₆	58,16	2205	0,0754	3,45
18	Трикозан	C ₂₃ H ₄₈	58,84	2304	0,1250	5,74
19	Тетракозан	C ₂₄ H ₅₀	59,47	2405	0,1381	6,33
20	Пентакозан	C ₂₅ H ₅₂	60,14	2506	0,1885	8,65
21	Гексакозан	C ₂₆ H ₅₄	60,94	2604	0,2286	10,49
22	Гептакозан	C ₂₇ H ₅₆	61,98	2701	0,2147	9,85
23	Октакозан	C ₂₈ H ₅₈	63,36	2801	0,2428	11,14
24	Сквален	C ₃₀ H ₅₀	63,74	2823	0,1442	6,62
25	Нонакозан	C ₂₉ H ₆₀	65,16	2901	0,2225	10,21
26	Триаконтан	C ₃₀ H ₆₂	67,59	3002	0,1751	8,03
	ВСЕГО				2,1797	
<i>Anabaena variabilis</i>						
1	1-этилбутил Гидропероксид	C ₆ H ₁₄ O ₂	7,79	967	0,0464	27,9
2	1-метилпентил Гидропероксид	C ₆ H ₁₄ O ₂	8,26	977	0,0403	24,2
3	Дигидрометилжасмонат	C ₁₃ H ₂₂ O ₃	47,74	1663	0,0018	1,1
4	Неидентифицированное вещество	?	49,38	1711	0,0037	2,2
5	Диизобутилфталат	C ₁₆ H ₂₂ O ₄	54,32	1881	0,0118	7,1
6	Дибутилфталат	C ₁₆ H ₂₂ O ₄	55,92	1970	0,0380	22,8
7	Сквален	C ₃₀ H ₅₀	63,68	2819	0,0168	10,1
8	Нонакозан	C ₂₉ H ₆₀	65,00	2892	0,0077	4,6
	ВСЕГО				0,1666	

Спектр соединений водорослей особо не отличается по сравнению с другими растительными объектами. Большинство идентифицированных веществ обнаруживаются среди экзогенных метаболитов различных растений [3, 11, 12], например, 2,6-дитерт-4-метилфенол, вещество из группы антиоксидантов [8, 12].

Необходимо отметить, что некоторые вещества, в частности, алканы и фталаты, находятся в культуральной среде в довольно высоких концентрациях. Так, в среде *O. neglecta* диизобутилфталат и дибутилфталат составляют соответственно около 0,03 и 0,26 мг/дм³. Эти соединения используются в химической промышленности и рассматриваются как загрязнители природной среды. Однако растения в природных условиях также их синтезируют, и они выступают как фитотоксины в аллелопатических взаимодействиях [14].

Состав экзометаболитов *A. variabilis* существенно отличался от такового *O. neglecta*. Количество и концентрации веществ были значительно ниже. Общим для обеих монокультур было наличие алкана нонакозана, ациклического тритерпена сквалена, неидентифицированного вещества с временем удерживания 49,38 мин., а также высокое содержание фталатов (см. табл.). В отличие от *O. neglecta*, значительную долю среди экзометаболитов *A. variabilis* составляли 1-этилбутил Гидропероксид и 1-метилпентил гидропероксид.

Особый интерес представляет дигидрометилжасмонат, выявленный в монокультуре *A. variabilis*. Это вещество очень близко к метилжасмонату, который является активным аллелопатическим агентом и участвует во взаимодействиях организмов в наземных [9] и водных экосистемах [7]. Вещества группы жасмонатов выступают в качестве информационных медиаторов, индуцирующих синтез веществ, ответственных за осуществление химической защиты растений [13], а также способствуют увеличению устойчивости водорослей против температурного стресса и инфекций [2]. Роль метилжасмоната в функционировании водорослей неоднозначна и зависит от его концентрации. При высоких концентрациях это вещество может выступать как самостоятельный аллелохимический агент, уменьшая численность клеток водорослей, концентрацию фотосинтетических пигментов, моносахаридов и других эндо- и экзометаболитов. При низких концентрациях метилжасмонат выполняет сигнальную функцию, инициируя синтез различных веществ (в том числе высокомолекулярных), очевидно, используемых растениями в ходе аллелопатических взаимодействий [4].

В смешанных культурах водорослей наблюдались определенные изменения в составе и концентрации экзометаболитов по сравнению с монокультурами. Исчезли 1-этилбутил Гидропероксид и 1-метилпентил Гидропероксид, снизились концентрации алканов и фталатов, особенно дибутилфталата по сравнению с монокультурой *O. neglecta*. В то же время появилась бензойная кислота (0,0089 мг/дм³) и увеличилась концентрация дигидрометилжасмоната по сравнению с монокультурой *A. variabilis* (от 0,0018 мг/дм³ до 0,0041 мг/дм³), что представляет наибольший интерес. По-видимому, обнаруженные в смешанной культуре концентрации производного жасмоновой кислоты не способны оказывать прямое негативное воздействие на *O. neglecta*, т.к. концентрации жасмонатов, ингибирующие развитие водных растений, вероятно, выше (10^{-4} – 10^{-5} М) [4]. Однако, увеличение концентрации дигидрометилжасмоната в среде свидетельствует об определенной реакции *A. variabilis* на присутствие другого вида и возможное включение иных защитных механизмов, запускаемых при помощи сигнального эффекта через это вещество.

Известно, что при концентрации метилжасмоната 0,0224 мг/дм³ инициируется синтез полипептидов [4], при 0,0022 мг/дм³ наблюдается аналогичный, хотя и менее выраженный эффект. В смешанной культуре водорослей концентрация дигидрометилжасмоната составила 0,0041 мг/дм³. Очевидно, при этом уровне проявляется именно информационная роль дигидрометилжасмоната, как сигнального фактора для запуска аллелопатических механизмов.

Заслуживает внимания также снижение концентрации фталатов и алканов. Поскольку концентрация фталатов в монокультуре *A. variabilis* ниже, чем у *O. neglecta*, можно предположить, что *A. variabilis* активно снижает их концентрацию в смешанной культуре до приемлемого для себя уровня.

Появление бензойной кислоты в смешанной культуре, вероятно, можно трактовать как образование аллелохимического агента, поскольку она участвует в аллелопатических взаимодействиях многих наземных и водных растений [6, 10, 14]. В частности, известно, что бензойная кислота и ее производные оказывают ингибирующее воздействие на синезеленые водоросли [15].

Выводы

Среди экзогенных метаболитов водорослей имеются соединения с потенциальной аллелопатической активностью. Эксперименты показали, что синезеленые водоросли способны активно изменять состав экзометаболитов в присутствии других видов. Летучие низкомолекулярные метаболиты могут выступать, как непосредственные аллелохимические агенты,

либо играть роль информационных медиаторов, инициирующих синтез других метаболитов (в том числе высокомолекулярных) для выполнения аллелопатических и защитных функций. Специфика экзометаболитных комплексов водорослей в связи с аллелопатическими взаимодействиями требует дальнейшего серьезного изучения.

1. Кірпенко Н.І. Метаболічна активність водоростей в умовах їх алелопатичної взаємодії / Н.І. Кірпенко // Фізіологія рослин: проблеми та перспективи розвитку: у 2 т. : НАН України, Ін-т фізіології рослин і генетики, Укр. Т-во фізіологів рослин; голов. ред. В.В. Моргун. – К.: Логос, 2009. – Т. 2. – С. 460–465.
2. Christov C. Influence of temperature and methyl jasmonate on *Scenedesmus incrassulatus* / C. Christov, I. Pouneva, M. Bozhkova [et al.] // Biol. Plant. – 2001. – Vol. 44. – P. 367–371.
3. Courtois E.A. Diversity of the Volatile Organic Compounds Emitted by 55 Species of Tropical Trees: a Survey in French Guiana / E.A. Courtois, C. E. Timothy Paine, P.-A. Blandinieres [et al.] // J. Chem. Ecol. – 2009. – Vol. 35. – P. 1349–1362.
4. Czerpak R. Jasmonic acid affects changes in the growth and some components content in alga *Chlorella vulgaris* / R. Czerpak, A. Piotrowska, K. Szulecka // Acta Physiol. Plantarum. – 2006. – Vol. 28, N 3. – P. 195–203.
5. Gross E.M. Allelopathy of Aquatic Autotrophs / E.M. Gross // Critical Reviews in Plant Sciences. – 2003. – Vol. 22, N 3. – P. 313–339.
6. Macías F.A. Allelopathic agents from aquatic ecosystems: potential biopesticides models / F.A. Macías, J.L.G. Galindo, M.D. García-Díaz, J.C.G. Galindo // Phytochem. Rev. – 2008. – Vol. 7. – P. 155–178.
7. Nam S. Induced Metabolite Changes in *Myriophyllum spicatum* during Co-existence Experiment with the Cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* / S. Nam, S. Joo, S. Kim [et al.] // J. Plant Biology. – 2008. – Vol. 51, N 5. – P. 373–378.
8. Palá-Paúl J. Essential oil composition of the aerial parts of *Cachrys sicula* L. / J. Palá-Paúl, A. Velasco-Negueruela, M.J. Pérez-Alonso, J. Sanz // Flavour Fragr. J. – 2002. – Vol. 17. – P. 64–68.
9. Preston C.A. Methyl Jasmonate as an Allelopathic Agent: Sagebrush Inhibits Germination of a Neighboring Tobacco, *Nicotiana Attenuata* / C.A. Preston, H. Betts, I.T. Baldwin // J. Chem. Ecol. – 2002. – Vol. 28, N 11. – P. 2343–2369.
10. Putnam A.R. Allelopathic chemicals / A.R. Putnam // Chem. Eng. News. – 1983. – Vol. 61. – P. 34–45.
11. Rezanka T. Fatty Acid Composition of Six Freshwater Wild Cyanobacterial Species / T. Rezanka, I. Dor, A. Prell, V.M. Dembitsky // Folia Microbiol. – 2003. – Vol. 48, N 1. – P. 71–75.
12. Skaltsa H.D. Essential oil analysis of *Nepeta argolica* Bory & Chaub. subsp. *argolica* (Lamiaceae) growing wild in Greece / H.D. Skaltsa, D.M. Lazari, A.E. Loukis, T. Constantinidis // Flavour Fragr. J. – 2000. – Vol. 15. – P. 96–99.
13. Wittstock U. Constitutive plant toxins and their role in defense against herbivores and pathogens / Wittstock U., Gershenzon J. // Curr. Opin. Plant Biol. – 2002. – Vol. 5. – P. 300–307.
14. Xuan T.D. Identification of Phytotoxic Substances from Early Growth of Barnyard Grass (*Echinochloa crusgalli*) Root Exudates / T.D. Xuan, M. Chung, T.D. Khanh, S. Tawata // J. Chem. Ecol. – 2006. – Vol. 32. – P. 895–906.
15. Zhang T.-T. The allelopathy and allelopathic mechanism of phenolic acids on toxic *Microcystis aeruginosa* / T.T. Zhang, Ch.-Y. Zheng, W. Hu et al. // J. Appl. Phycol. – 2010. – Vol. 22. – P. 71–77.

Н.І. Кірпенко¹, Є.А. Курашов², Ю.В. Крилова³

¹Інститут гідробіології НАН України, Київ

²Інститут озерознавства РАН, С.-Петербург, Росія

³ф-т географії і геоecології СПбДУ, С.-Петербург, Росія

ЕКЗОГЕННІ МЕТАБОЛІТНІ КОМПЛЕКСИ ДВОХ СИНЕЗЕЛЕНИХ ВОДОРОСТЕЙ В МОНО-І ЗМІШАНИЙ КУЛЬТУРАХ

Досліджено гексанові екстракти культуральних фільтратів моно- й змішаної культур *Oscillatoria neglecta* Lemm. та *Anabaena variabilis* Kütz. Показано наявність сполук з потенційною алелопатичною активністю. Виявлено зміни складу екзометаболітів у змішаній культурі.

Ключові слова: водорості, екзометаболіти, алелопатія

N.I. Kirpenko¹, E.A. Kurashov², Yu.V. Krilova³

¹Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

²Institute Studies of Lakes RAS, S.-Petersburg, Russia

³Faculty of Geographies and Geocology of S.-Petersburg State University, S.-Petersburg, Russia

EXOGENOUS METABOLIC COMPLEXES OF *OSCILLATORIA NEGLECTA* LEMM. AND *ANABAENA VARIABILIS* KÜTZ. IN MONO- AND MIXED CULTURES

The hexane extracts of mono- and mixed cultures *Oscillatoria neglecta* Lemm. and *Anabaena variabilis* Kütz. filtrates were investigated. The presence of the substances with potential allelopathic activities was shown. The changes of the metabolite composition in the filtrates of mixed culture were revealed.

Key words: *Oscillatoria neglecta* Lemm., *Anabaena variabilis* Kütz., exometabolites, allelopathy

УДК 584.587 (477.75)

Г.А. КИСЕЛЕВА, Г.А. ПРОКОПОВ, В.Н. РАЗУМЕЙКО

Таврический национальный университет им. В.И. Вернадского
пр-т Вернадского, 4, Симферополь 95007, АР Крым, Украина

СОСТОЯНИЕ МАКРОЗООБЕНТОСА МАЛЫХ РЕК ГОРНОГО И ПРЕДГОРНОГО КРЫМА

Дана характеристика бентосных сообществ рек Крыма. Показано влияние антропогенного фактора на формирование сообществ макрозообентоса.

Ключевые слова: макрозообентос, малые реки, экосистема

Дефицит водных ресурсов Крыма, лимитирующий возможности нормального развития региона, требует пристального внимания к проблеме качества природных вод. Прогноз состояния водных экосистем и выявление тенденций в их изменении крайне важны для перспективного планирования рациональной эксплуатации водоемов. Бентосные организмы играют огромную роль в процессах биологического самоочищения водотоков. В последнее время приходит понимание того, что водные организмы являются не только инструментом формирования качества воды, но и могут составлять редкие и уникальные сообщества, ценные для сохранения биоразнообразия [5]. Несмотря на то, что фауне горных водотоков Крыма уделяется серьезное внимание специалистов, многие группы организмов макрозообентоса по-прежнему изучены недостаточно [4] и существует вероятность исчезновения ряда видов еще до того, как они будут изучены и описаны.

Целью настоящей работы является выявление основных тенденций преобразования среды обитания организмов и соответствующих изменений в составе макрозообентосных сообществ.

Материал и методы исследований

В работе использованы результаты обработки проб макрозообентоса, собранных за многолетний период исследований (1982–2009 гг.) по малым рекам и временным пересыхающим водотокам горного и предгорного Крыма (7 рек Южного берега Крыма и 6 рек Северного макросклона Крымских гор с притоками). Обработку материала осуществляли общепринятыми гидробиологическими методами [3].

Результаты исследований и их обсуждение

Наиболее объективная гидроэкологическая характеристика состояния сообщества должна базироваться на мониторинговых данных и системном анализе гидрометеорологических и гидрохимических показателей и параллельно сопровождаться гидробиологической оценкой. Она позволяет выявлять, подсчитывать и предвидеть влияние основных механизмов динамического экосистемного процесса [1].

В верховьях рек (эпиритраль), расположенных в горном Крыму, на фоновых участках регистрируются показатели насыщенности кислородом до 100%. Здесь гидрологические условия (низкий уровень и расход воды, сезонные колебания стока) обеспечивают малопродуктивный олигосапробный, как правило, литореофильный комплекс организмов. В истоках обычно доминируют стенобионтные формы. Информационный индекс Шеннона составляет 1,97–2,3 бит/экз. Общая биомасса бентоса в разных водотоках и пробах меняется в пределах 8,7–194 г/м². Сообщество донных беспозвоночных включает амфипод *Gammarus balcanicus* Schaf. с высокой численностью и амфибионтных насекомых. Видовое богатство последних составляет 55,3%–82,5% от всего состава макрозообентоса в разных реках изучаемой зоны. Наиболее широко представлены: Ephemeroptera (*Electrogena braaschi* (Sova), *Baetis milani* God., Prok. & Sold.; Trichoptera (*Agapetus ajpetriensis* Mart., *Silo alupkensis* Mart., *Plectrocnemia intermedia* Mart., *Hydropsyche acuta* Mart., *Apatania irinae* Grig., *Stenophylax nycterobius* (McLachl.), *St. permistus* MacLachl. и др.); Plecoptera (*Siphonoperla taurica* (Pict.), *Nemoura cinerea* Retz., *Leuctra crimeana* Zhiltz. и др.). Сопутствующие виды – прочие виды насекомых, в том числе часто встречающиеся Chironomidae (7–9 видов), Simuliidae (3–5 видов), Culicidae (2–4 вида), а так же первичноводные организмы Olygochaeta (2–3 вида), Turbellaria и Pisidiidae. Большая часть видов амфибионтных насекомых обитает в водотоках с устойчивым расходом, многие из них являются реобионтными психрофильными формами – индикаторами чистой воды. Уровень эндемизма беспозвоночных этой зоны в разных группах часто превышает 30%.

Нижче по теченню, на участках рек с заводами, спокойной водой и водной растительностью регистрируется фаунистический комплекс, характеризующийся более эврибионтными видами с элементами лимнофильной фауны. Индекс видового разнообразия Шеннона здесь изменяется в пределах 2,13–2,47 [2]. Среди видов обнаруженных на данном участке следует отметить: *Baetis vardarensis* (Ikom.), *B. digitatus* Bengt., *B. rhodani tauricus* God. & Prok., *Caenis macrura* Steph. и др.; *Hydropsyche angustipennis* (Curt.), *Limnephilus lunatus* Curt., *Hydroptila* spp. и др.; *N. cinerea*; появляются стрекозы: *Calopteryx splendens taurica* (Sel.), *Onychogomphus forsipatus* (L.), *Gomphus vulgatissimus* (L.), *Platycnemis pennipes* (Pall.); жуки: *Agabus biguttatus* (Oliv.), *A. dilatatus* (Brull.) и др.; широко представлены двукрылые, из хирономид доминируют, как правило, *Paratendipes albimanus* (Meig.) и *Microtendipes pedellus* (Meig.). Возрастает разнообразие первичноводных беспозвоночных: здесь появляются легочные моллюски (*Costatella integra* (Hald.), *Planorbis planorbis* (L.), *Radix ovata* (Drap.), *R. auricularia* (L.) и др.), пиявки *Batrachobdella algira* (Moq.-Tand.), *Haemopis sanquisuga* (L.), *Dina stschegolewi* (Luk. et Epst.) и др. Поскольку смена сообществ происходит постепенно, в пределах рассматриваемого участка реки встречаются представители эпиритрали: *S. taurica*, *S. alupkensis*, *H. acuta*, *G. balcanicus*. Эти виды, а также специфичные для данной подзоны (мета- и гипоритрали) *Heptagenia samochai* (Dem.) и *Ecdyonurus solus* God., Klon.-Olej. & Prok., *Baetis braaschi* Zimm., *Capnia nigra* (Pict.) являются чувствительными к антропогенному воздействию и исчезают первыми. Ряд видов этой подзоны ритрали занесен в национальную Красную книгу: *B. algira*, *D. stschegolewi*, *H. samochai*, *E. solus*, *C. splendens taurica* [7].

Мета- и гипоритраль крымских рек подвержена значительному антропогенному воздействию. Именно эти участки рек в 60–70-е годы прошлого века спрямляли, чтобы освободить место под сады. Здесь же строятся водохранилища, развивается селитебная зона, особенно в последнее время, что связано с самозахватами земель, которые часто оказываются в пределах первой надпойменной террасы, а иногда и в пойме реки. Все это ведет к потере биотопов и увеличению поступления органики.

Иногда умеренные нарушения речной экосистемы вызывают эффект увеличения видового разнообразия (эффект средних нарушений) и, соответственно, увеличение значения индекса Шеннона. Это связано с незначительным повышением трофности и одновременным присутствием как стено-, так и эврибионтных организмов [6]. Однако, как выяснилось, такой эффект бывает кратковременным и сдвигается в ту, или иную сторону, в зависимости от степени воздействия.

В условиях интенсивного использования малых рек и их водосборов нарушается естественный гидрохимический и гидробиологический режимы, что связано с уменьшением водности, обмелением, заилением, зарастанием, загрязнением рек бытовыми стоками, которые включают значительное количество органических веществ и биогенных элементов.

Усиление негативного влияния приводит к смене состава и развития водных беспозвоночных. На участках рек с повышенным антропогенным воздействием индекс видового разнообразия Шеннона снижается до 0,94. Здесь заметно ниже уровень кислородного насыщения (часто менее 80%), растут показатели содержания разных форм азота, фосфора, перманганатной окисляемости, БПК₅. Из состава донной фауны выпадают оксифильные, реофильные и реликтовые виды насекомых отрядов Plecoptera, Trichoptera, Odonata, Ephemeroptera. Их функциональное место в сообществе занимают эврибионтные виды, способные существовать в режиме увеличенных концентраций биогенных компонентов и антропогенных поллютантов. Чаще регистрируются виды пресноводных брюхоногих моллюсков (Lymnaeidae, Planorbidae, Physidae), олигохет (*Limnodrilus hoffmeisteri* Clap., *Pristina rosea* Fig.), пиявок, заменяется состав насекомых. При этом увеличивается биомасса олигохет и двукрылых.

Урбанизация территории является «неблагоприятным» фактором для обитания водных фаз большинства видов насекомых. По некоторым участкам отмечается резкое падение уровня кислородного насыщения (в отдельных пробах до 59%). При этом естественные биоценозы заменяются на новые, более однообразные сообщества с небольшим числом доминирующих видов, но богатых по численности и биомассе. Здесь развиваются стойкие к загрязнению мезо- и полисапробные виды. Выпадают из состава зообентоса виды фильтраторы и хищники, что приводит к сокращению пищевых цепей. Регистрируется упрощение структуры биоценозов с заметным уменьшением видового богатства. Индекс Шеннона составляет от 0,52 до 0,37. Псаммореофильные и литореофильные комплексы заменяются на пелореофильные. Здесь по биомассе преобладают полисапробные тубифициды и некоторые виды хирономид.

Строительство водохранилищ повлекло за собой не только изменение гидрологического режима, но и появление новых видов – вселенцев, акклиматизацией которых активно занимались в

70-е гг. XX ст. для повышения кормовой базы олиготрофных водоемов. В настоящее время из акклиматизированных видов в реки наиболее часто спускается *Dikerogammarus villosus* (Sow.), где обычно далеко не распространяется. Если река зарегулирована системой небольших водохранилищ, амфиоды могут достигать почти до моря (на реке Западный Булганак). В среднем течении р. Черной моллюски вселенцы *Theodoxus fluviatilis* L. и *Fagotia danubialis* Bourg. занимают доминирующее положение по сравнению с другими гастроподами.

Выводы

Мониторинговые исследования, проводимые в верхнем и среднем течении малых рек Крыма, свидетельствуют, что при усиливающемся антропогенном давлении изменяются гидрохимические показатели качества воды и гидробиологическая структура речных экосистем. Отмечаются реальные предпосылки для сукцессионной смены видового состава гидробиоценозов.

Потенциал буферной емкости экологического состояния изучаемых водотоков по отношению к основным формам антропогенного давления незначительный. Он существенно меняется в зависимости от сезонного расхода воды. В меженный период уязвимость структурно-функциональных характеристик водных сообществ резко увеличивается. Однако во время мощных паводков в наших реках поток воды сносит песчаные, галечные фракции и часто отдельные валуны, что приводит к катастрофическому дрейфу гидробионтов и смене видового состава. При минимальном антропогенном воздействии экосистемы малых рек горного Крыма могут находиться в состоянии импульсной стабильности.

Верховья малых рек Горного Крыма отличаются очень хорошим состоянием, за исключением верховьев р. Алак. В среднем течении, в большинстве случаев, сохраняется хорошее состояние. В наихудшем положении находятся предгорные участки рек, проходящие через города и крупные поселки, а также приустьевые части рек. Это важно учитывать, поскольку именно сток этих рек играет важную роль в формировании экологического состояния прибрежной морской акватории, и соответственно влияет на качество рекреационно-курортного ресурса, что чрезвычайно важно в условиях Крыма.

1. Бойко Г.С. Тенденції зміни екологічного середовища малих річок Криму при антропогенному впливу / Г.С. Бойко, Г.О. Кісельова, О.В. Лапченко // Экосистемы Крыма, их оптимизация и охрана. Темат. сб. научных трудов. Вып. 14. – Симферополь. – 2004. – С. 113–120.
2. Киселева Г.А. Структурно-функциональные показатели нарушения равновесия экосистемы реки Салгир / Г.А. Киселева // Экосистемы Крыма, их оптимизация и охрана. Темат. сб. научных трудов, вып.9. – К.: УМК ВО, 1997. – С. 39–43.
3. Методика изучения биоценозов внутренних водоемов / под ред. Ф.Д. Мордухай-Болтовского – М.: Наука, 1975. – 240 с.
4. Прокопов Г.А. Макрозообентос малых рек Горного Крыма: история изучения и современное состояние / Г.А. Прокопов // Лекции и материалы докладов Всероссийской школы-конференции “Экосистемы малых рек: биоразнообразие, биология, охрана”. Борок, 18–21 ноября 2008. – Борок: ООО «Принтхаус», 2008. – С. 238–241.
5. Прокопов Г.А. Опыт выделения редких и уникальных сообществ на реках Горного Крыма / Г.А. Прокопов // Материалы конференции по гидроэкологии «Критерии оценки качества вод и методы нормирования антропогенных нагрузок» Часть 3. Борок, 11–16 ноября 2008. – Борок: ООО «Ярославский печатный двор», 2008. – С. 106–110.
6. Прокопов Г.А. Структура сообщества донных пресноводных беспозвоночных как показатель нарушенности биотопа / Прокопов Г.А., Киселева Г.А. // Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем: Сб. тез. докл. Международной конференции. Санкт-Петербург, 23–27 окт. 2006. – СПб., 2006. – С. 121–122.
7. Червона книга України. Тваринний світ / За ред. І.А. Акімова – К.: Глобалконсалтинг, 2009. – 624 с.

Г.А. Кисельова, Г.А. Прокопов, В.М. Разумейко

Таврійський національний університет ім. В.І. Вернадського, Сімферополь, Україна

СТАН МАКРОЗООБЕНТОСУ МАЛИХ РІЧОК ГІРСЬКОГО ТА ПЕРЕДГІРСЬКОГО КРИМУ

Дана характеристика бентосних угруповань річок Криму. Показано вплив антропогенного фактора на формування угруповань макрозообентосу.

Ключові слова: макрозообентос, малі річки, екосистема

G.A. Kiselyova, G.A. Prokopov, V.N. Razumeiko

Tavrida National V.I. Vernadsky University, Simferopol', Ukraine

THE CONDITION OF MACROZOOBENTHOS OF THE MOUNTAIN STREAMS OF CRIMEA

Characteristics of benthic communities of rivers of the Crimea are given. The influence of anthropogenic factors on the formation of communities of macrozoobenthos was analysed.

Key words: macrozoobenthos, streams, ecosystem

УДК [597.2.5] (639.3.03)

О.М. КЛИМНЮК, Й. В. ГРИБ

Інститут гідробіології НАН України

пр-т Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210

ЦИКЛІЧНІСТЬ ЯВИЩ ЗАДУХИ В ЗАПЛАВНИХ ОЗЕРАХ ЗАХІДНОГО ПОЛІССЯ, ЯК ФАКТОР ПРИРОДНОГО ВІДБОРУ АБОРИГЕННОЇ ІХТІОФАУНИ

Досліджено видовий склад іхтіофауни деяких заплавних озер Західного Полісся та явища задухи риб у них взимку.

Ключові слова: поліські озера, задуха, аборигенна іхтіофауна, циклічність природних процесів

Явища задухи у озерах Західного Полісся природного походження спостерігаються через кожні 4 роки і пов'язані з суворими погодними умовами – низькою температурою повітря та кількістю атмосферних опадів у зимову межень, що обумовлюють глибину промерзання ґрунту і боліт та формування значної товщини льодяного покриву [2]. При промерзанні боліт живлення озер ґрунтовими і болотними водами йде з більш глибоких горизонтів, виносячи у поверхневі води закисні форми заліза та марганцю, що активно поглинають розчинений кисень. Товстий покрив льоду не дає можливості природної аерації та дифузії кисню через тріщини та промоїни. Низькі концентрації розчиненого кисню у воді спричиняють масову загибель чутливої до його дефіциту аборигенної іхтіофауни. Насамперед гине щука. Це призводить до докорінних змін видового складу риб у системі “жертва-хижак” та переважаючого розвитку карася сріблястого [2, 5].

В 1987 р. було розроблено “Техніко-економічне обґрунтування інженерних заходів по захисту від затоплення і меліорації заплави річки Прип'ять”. Згідно цього проекту було проведено будівництво двосторонніх дамб вздовж р. Прип'ять довжиною 330 км на території Волинської області. Відстань між дамбами від 200–600 м до 110–1300 м. В результаті цього виник підпір рівнів води у руслі Прип'ять до 0,6 м, який дався взнаки на відрізок до 23–25 км та ізоляція русла річки від заплави. Це унаслідок спричинило збільшення тривалості затоплення заплави р. Прип'ять та її приток (особливо їх гирлових ділянок). Так, якщо в 1948–1957 рр. затоплення заплави становило 47 днів, то в 1958–1967 рр. – 133 днів, 1968–1977 рр. – 158 днів, 1978–1987 рр. – 165 днів, у 1998–1999 рр. – 302 дні [6]. Збільшення тривалості затоплення заплави сприяє кращому природному відтворенню водних живих ресурсів, розвитку кормової бази. Підвищення рівня води на 0,6 м в гирлових ділянках приток р. Прип'ять сприяло збільшенню глибини і площі зимувальних ям і покращенню умов зимівлі риб. Однак негативним фактором одамбування р. Прип'ять та проведення меліоративних робіт є відшнування заплавних озер (Рогізне, Тучне. Скорінь та інших) в період весняного водопілля, унаслідок чого заплавні озера стають ізольованими з переважним поверхневим та ґрунтовим живленням. Це сприяє зменшенню рівня води в заплавних озерах, поступовій їх евтрофікації та збіднення видового різноманіття іхтіофауни, посилює процеси старіння озер.

Вивчення цього питання нині є досить актуальним, оскільки пов'язане з особливостями формування рибного населення у досліджуваних озерах в умовах напруженого кисневого режиму.

Матеріал і методи досліджень

Застосовувалися іхтіологічні (визначення видового складу, морфометричних характеристик риб) та гідрохімічні (розчинений у воді кисень) методи досліджень.

ПРІСНОВОДНА ГІДРОБІОЛОГІЯ

Об'єктами досліджень були заплавні озера р. Прип'ять Волинського Полісся: Рогізне, Тучне, Скорінь та сама річка у верхній течії.

Результати досліджень та їх обговорення

Порушення кисневого режиму в підлідний період досліджуваних озер у зимову межень 2009–2010 рр. почали спостерігати з кінця січня 2010 р. (табл. 1).

Таблиця 1

Стан кисневого режиму досліджуваних озер протягом зимової межені 2010 року

Назва озера	Площа водного дзеркала, га (частка мілководь, %)	Площа водозбору, км ²	Середня глибина, м	Максимальна глибина, м	Кисневий режим, мгО ₂ /дм ³	
					січень	березень
Рогізне	115,0 (80,0)	27,0	1,11	2,0	2,30	0,70
Тучне	37,5 (60,0)	14,0	2,87	8,0	3,3	1,3
Скорінь	172,5 (95,0)	66,0	0,76	1,7	2,0	0,80

Особливостями формування кисневого режиму є наявність проміжних зон, що впливають на виживання іхтіофауни. Серед них наявність заростей очерету, рогузу на мілководдях у всіх озерах, які сприяють проникненню кисню через стебла (дифузія). Погіршують умови значні запаси озерних відкладів (сапропелі) та заболочування (табл. 2) [3].

Таблиця 2

Запаси сапропелю заплавлених озер басейну р. Прип'ять та його характеристика [3]

Назва озера	Сапропель, тис.м ³	Площа під сапропелем, га	Середня глибина сапропелю, м	pH	% від суми речовин	
					CaO	Fe ₂ O ₃
Рогізне	3496,0	92	3,8	7,4	3,7	3,1
Тучне	573,7	27,8	2,6	6,4	3,5	6,1
Скорінь	4489,5	154	2,9	5,7	8,7	3,4

Згідно наведених даних водневий показник ґрунтів в оз. Рогізне є слабо лужним, в оз. Скорінь – слабо кислим, в оз. Тучне – нейтральним. Найбільш сприятливі умови для виживання риб спостерігалися в глибоководному озері Тучне.

При значному видовому різноманітті іхтіофауни водойм досліджуваного регіону (37 видів риб) видове різноманіття риб у заплавлених озерах збідніле. До сучасного складу аборигенної іхтіофауни заплавлених озер регіону входить 6 видів риб.

Таблиця 3

Видовий склад аборигенної іхтіофауни досліджуваних заплавлених озер станом на 2010 році

№ з/п	Види риб	Озера		
		Рогізне	Тучне	Скорінь
РОДИНА КОРОПОВІ (CYPRINIDAE)				
1.	Карась сріблястий (<i>Carassius auratus gibelio</i> Bloch)	++++	++++	++++
2.	Карась звичайний або золотий (<i>Carassius carassius</i> L.)	+++	++	++
3.	Лин (<i>Tinca tinca</i> L.)	++	+	+++
4.	Плітка (<i>Rutilus rutilus</i> L.)	++	++	+
РОДИНА ОКУНЕВІ (PERCIDAE)				
5.	Окунь звичайний (<i>Perca fluviatilis</i> L.)	++	+++	+++
РОДИНА ЩУКОВІ (ESOCIDAE)				
6.	Щука звичайна (<i>Esox lucius</i> L.)	+	++	+
РОДИНА В'ЮНОВІ (COBITIDAE)				
7.	В'юн (<i>Misgurnus fossilis</i> L.)	+++	+	++

Примітки: + – вид трапляється поодиноким; ++ – вид трапляється рідко; +++ – вид трапляється часто; ++++ – вид трапляється дуже часто; +++++ – вид трапляється масово; – вид відсутній.

У досліджуваних озерах спостерігається переважання двох видів – щуки та карася. Під час суворих зим спостерігається загибель маточного поголів'я щуки та виживання карася сріблястого, який у наступному вегетативному сезоні інтенсивно розвивається. Особини щуки, що вижили,

поступово відновлюють головування у ієрархії аборигенних видів. Далі все знову повторюється. Суворі зими та інші негативні фактори (літні явища задухи, евтрофікація, браконьєрський вилов риби сітками, які насамперед виловлюють маточне поголів'я) впливають на ріст та розвиток аборигенних риб. Внаслідок впливу таких чинників спостерігається тугорослість риб, велика кількість самок по відношенню до самців, раннє статеве дозрівання плідників.

Щодо окуня звичайного, то спостерігали його в асоціації разом з карасем сріблястим, стійким до дефіциту розчиненого кисню.

Лин також відноситься до витривалого щодо дефіциту розчиненого кисню виду риб досліджуваного регіону. Проте умови його відтворення т погіршені через заболочування дна і формування сірководневих зон на межі придонного субстрату та водного середовища [7, 8].

Заходи щодо відродження аборигенної іхтіофауни:

1. Необхідно створити сприятливі умови для зимування та збереження маточного поголів'я риб шляхом збільшення площ та глибини зимувальних ям внаслідок видобутку сапропелю в мілководних озерах (Рогізне, Скорінь) на глибину покладів до 3 м.

2. Провести інтродукцію у заплавні озера дворічок рослиноїдних видів риб (амура білого, товстолобика строкатого) та планктофагів (товстолобика строкатого).

3. Враховуючи циклічність явища задухи в озерах (повторення через кожні 4 роки, співвідношення до екстремальних періодів 11 циклу сонячної активності) можливе прогнозування напруженої екологічної ситуації в озерах для своєчасного прийняття попереджувальних заходів.

Висновки

Заплавні озера Волинського Полісся відносяться до озер евтрофного типу, є мілководними, спостерігаються явища стагнації та евтрофікації. В літній період добре прогриваються і мають сприятливі умови для розвитку аборигенних видів риб. В зимовий період спостерігаються кризові ситуації внаслідок дефіциту розчиненого кисню у воді та виникнення явищ задухи.

Заплавні озера регіону населяють види риб, пристосованих в процесі еволюції до різких перепадів вмісту розчиненого кисню – карась сріблястий, карась золотий, в'юн, лин, окунь звичайний. При зміні гідрологічних та погодно-кліматичних умов рибопродуктивність окремих видів риб змінюється, включно співвідношення чисельності популяцій карася та щуки.

1. *Відновна іхтіоекологія (реабілітація аборигенної іхтіофауни природних водоем України)* / за ред. Й.В. Гриба, В.В. Сондака. – Рівне: Волинські береги, 2007. – 630 с.
2. *Гриб Й.В.* Анализ заморных явлений в малых реках Западного Полесья / Й.В. Гриб // Гидробиол. журн. – 1972. – № 2. – С. 42–48.
3. *Ільїн Л.В.* Озера Волині: Лімно-географічна характеристика/ Ільїн Л.В., Мольчак Я.М. – Луцьк: Надтир'я, 2000. – С. 90–125.
4. *Іхтіофауна річково-озерної мережі Західного Полісся України* / Методичні рекомендації з курсу «Фауна України», «Зоогеографія» для студентів біологічного факультету / Укл. В.К. Бігун, О.Р. Дмитроца, О.М. Климнюк, Т. М. Куньчик, В.О. Мосніцький. – Луцьк, 2008. – 34 с.
5. *Сондак В.В.* Відновна іхтіоекологія природних водоем Західного Полісся України / В.В.Сондак. – Рівне: Волинські береги, 2008. – 296 с.
6. *Сучасний стан водно-болотних угідь регіонального ландшафтного парку «Прип'ять-Стохід» та їх біорізноманіття.* – К.: Фітосоціоцентр, 2001. – С. 22–40.
7. *Щербуха А.Я.* Рыбы Украины / А.Я. Щербуха // Рыболов Украины. – 2002. – № 5. – С. 72–75.
8. *Щербуха А.Я.* Іхтіофауна України в ретроспективі та сучасні проблеми збереження її різноманіття / А.Я. Щербуха // Вісник зоології. – 2004. – Т. 38, № 3. – С. 3–18.

О.М. Климнюк, И. В. Гриб

Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

ЦИКЛИЧНОСТЬ ЯВЛЕНИЯ ЗАМОРА РЫБ В ПОЙМЕННЫХ ОЗЕРАХ ЗАПАДНОГО ПОЛЕСЬЯ КАК ФАКТОР ЕСТЕСТВЕННОГО ОТБОРА АБОРИГЕННОЙ ИХТИОФАУНЫ

Изучен видовой состав ихтиофауны некоторых пойменных озер Западного Полесья и случаи замора рыб в них в зимний период.

Ключевые слова: Полесские озера, замор, аборигенная ихтиофауна, цикличность естественных процессов

O.M. Klimnyuk, I. V. Grib

Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

RECURRENCE PHENOMENON KILL OF FISH IN STREAMSIDE LAKES OF WESTERN POLES'YE AS FACTOR NATURAL SELECTION OF ABORIGINAL FISHES

The research data of fishes composition and fish kill in floodplain lakes of West Polissya are presented.

Key words: West Poles'sya lakes, kill, aboriginal fishes, recurrence of natural processes

УДК 581.1:(577.127+577.128)

П.Д. КЛОЧЕНКО¹, В.О. МЕДВЕДЬ¹, А.В. КАЛИНОВСЬКА¹, Ю.В. СИНЮК²,
О.В. ВАСИЛЕНКО²

¹Інститут гідробіології НАН України

пр-т Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210

²Тернопільський національний педагогічний університет ім. Володимира Гнатюка

вул. М. Кривоноса, 2, Тернопіль 46027, Україна

ОСОБЛИВОСТІ ЕНЕРГЕТИЧНОГО ТА АЗОТНОГО ОБМІНУ У ПРІСНОВОДНИХ ВОДОРОСТЕЙ ЗА ДІЇ УФ-ВИПРОМІНЮВАННЯ

Досліджено вплив УФ-випромінювання на функціонування ключових ферментів енергетичного та азотного обміну у зелених і синьозелених водоростей. Виявлено ряд видоспецифічних реакцій, пов'язаних з адаптаційними перебудовами в клітинах водоростей за дії досліджуваного стресового фактору.

Ключові слова: водорості, УФ-випромінювання, сукцинатдегідрогеназа, АТФ-аза, каталаза, глутаматдегідрогеназа, нітратредуктаза

Відомо, що функціонування як вищих, так і нижчих рослин відбувається в умовах впливу різноманітних факторів, серед яких сонячне випромінювання є одним з найважливіших, що суттєво впливає на життєдіяльність основних мешканців водних екосистем – водорості [3]. Нині, коли антропогенний вплив на гідросферу набув глобальних масштабів, значний інтерес становить такий стресовий абіотичний фактор як УФ-радіація, оскільки промислові викиди в атмосферу призводять до зменшення озонового шару – природного фільтра, який затримує УФ-промені. За даними деяких дослідників [2], на поверхню води попадає від 30% до 60% загальної кількості УФ-світла, яке проникає на глибину до 5 м. Це, звичайно, не може не позначитись на життєдіяльності гідробіонтів в цілому, і водоростей, зокрема.

Метою роботи було з'ясування особливостей реакцій енергетичного та азотного метаболізму прісноводних водоростей на дію УФ-випромінювання в лабораторних умовах.

Матеріал і методи досліджень

Опромінення культур синьозелених (*Anabaena cylindrica* Lemm. HPDP-1, *Phormidium autumnale* f. *uncinata* (Ag.) Kondrat. HPDP-18) і зелених (*Desmodesmus brasiliensis* (Bohl.) Hegew. IBASU-A 273, *Scenedesmus obtusus* (W. et G.S. West) Tzar. IBASU-A 297) водоростей УФ-світлом здійснювали у режимі 5 та 10 хв. Джерелом ультрафіолетового випромінювання слугувала ртутна лампа з повним УФ-спектром. Загальну АТФ-азну активність у клітинах водоростей визначали відповідно до методики [9], активність сукцинатдегідрогенази (СДГ) – згідно з [4], каталази – згідно методу [7], глутаматдегідрогенази (ГДГ) – згідно [8], нітратредуктази (НР) – з урахуванням методичних вказівок [5]. Вміст білків визначали за Лоурі [10].

Результати досліджень та їх обговорення

Ефективність функціонування метаболічних систем в організмі гідробіонтів є одним з найпоказовіших критеріїв успішності формування стратегій за дії стрес-факторів. Фізіолого-біохімічні дослідження продемонстрували, що до основних реакцій-відповідей на стрес належать зміни активності ферментів, а також зміни в білоксинтезуючій системі.

Враховуючи велику кількість ферментів, що відповідають за генерацію енергії у клітині, звертаємо увагу на сукцинатдегідрогеназу – ключовий фермент циклу трикарбонових кислот

(ЦТК), який каталізує окиснення бурштинової кислоти (сукцинату) до фумарової кислоти. СДГ є ключовим ферментом ЦТК і обумовлює функціонування багатьох інших реакцій.

Лабораторні дослідження з використанням як тест-об'єктів водоростей різних систематичних груп допомагають виявити та порівняти найбільш чутливі ланки метаболічних процесів в рослинному організмі. Ці передумови стали основою наших експериментів.

Як видно з даних, що відображені на рис. 1, опромінення клітин водоростей УФ-світлом супроводжувалося помітним зменшенням активності сукцинатдегідрогенази. Особливо це виражено у представників зелених водоростей. Зокрема, збільшення тривалості дії досліджуваного стресового фактору до 10 хв. призводило до зниження активності СДГ *D. brasiliensis* на 99,1% порівняно з контролем. Одночасно, активність СДГ у синьозелених водоростей зменшувалася на 21,5% і 82,5%, відповідно, для *A. cylindrica* і *Ph. autumnale* f. *uncinata*.

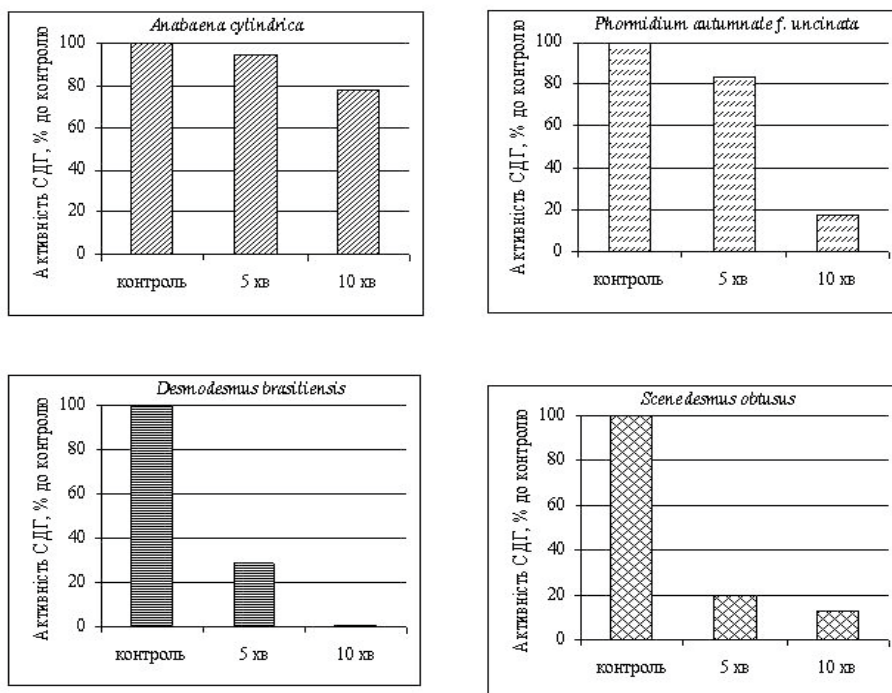


Рис. 1. Активність сукцинатдегідрогенази синьозелених і зелених водоростей за дії УФ випромінювання

Відомо, що одну з найважливіших функцій у регуляції біохімічних процесів в клітині відіграють АТФ-азні системи, діяльність яких пов'язана з їх участю в транспортуванні іонів крізь біологічні мембрани з використанням енергії АТФ. Отже, діяльність зазначеного ферменту тісно пов'язана з енергетичним обміном клітин, і функціонуванням, насамперед, сукцинатдегідрогенази. Як видно з даних, поданих на рис. 2, пригнічення діяльності останньої за дії УФ-випромінювання в зелених водоростей відбулося зниженням активності загальної АТФ-ази. Так, у *D. brasiliensis* за впливу УФ-світла протягом 10 хв активність зазначеного ферменту зменшилася порівняно з контролем на 85,3%, а у *S. obtusus* – на 57,5%. При цьому у досліджуваних представників синьозелених водоростей іонний обмін з витратами АТФ продовжувався активно функціонувати навіть за збільшення тривалості дії стресового фактору. Зокрема, при режимі його впливу протягом 10 хв активність загальної АТФ-ази зростала порівняно з контролем на 158% у *A. cylindrica* і на 113% у *Ph. autumnale* f. *uncinata*.

З функціонуванням процесів дихання, що супроводжується генеруванням енергії у вигляді АТФ та формуванням його різноманітних продуктів у рослинному організмі, тісно пов'язана діяльність ферменту каталази. Його функція – розкладання шкідливого для клітини пероксиду водню, що утворюється під час дихання [6]. Наші дослідження засвідчили, що з збільшенням режиму опромінення культур УФ-світлом відмічається поступове збільшення активності цього ферменту. Так, у синьозелених водоростей *A. cylindrica* і *Ph. autumnale* f. *uncinata* вона зростає порівняно з контролем вже при 5 хв. дії УФ-радіації на 124% і 100% відповідно (рис. 3). Щодо представників зелених водоростей, то спостерігалася дещо інша картина: у *D. brasiliensis* відбувалося зниження активності каталази як при 5 хв, так і при 10 хв. дії стресового фактора

(відповідно на 11,9% і 32,2% порівняно з контрольним варіантом). Подібна тенденція відмічена і для *S. obtusus*. Це свідчить, про меншу стійкість зелених водоростей до дії УФ-випромінювання.

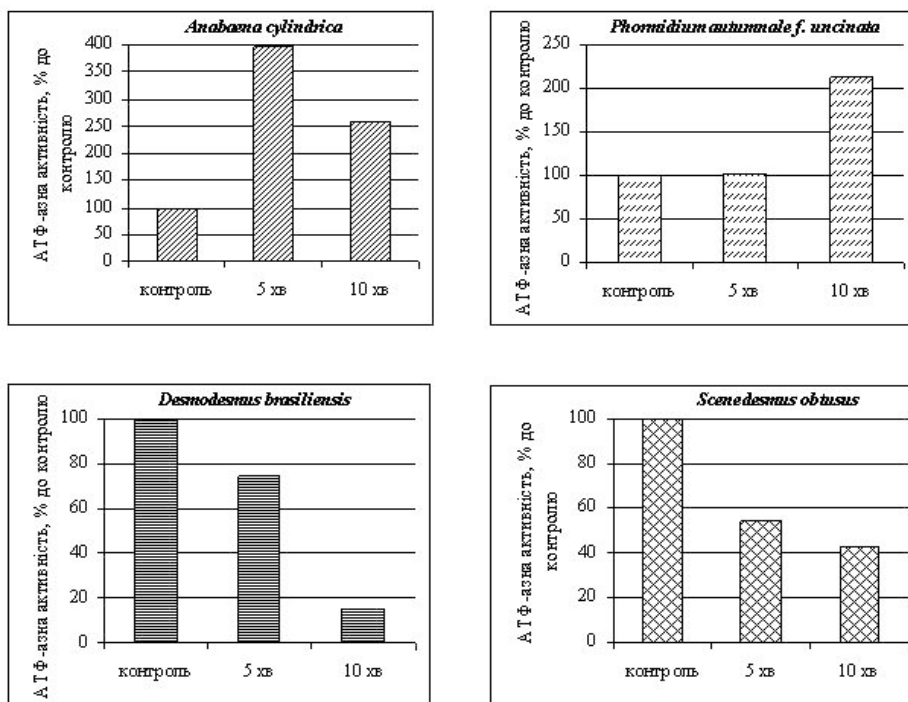


Рис. 2. Загальна АТФ-азна активність синьозелених і зелених водоростей за дії УФ випромінювання

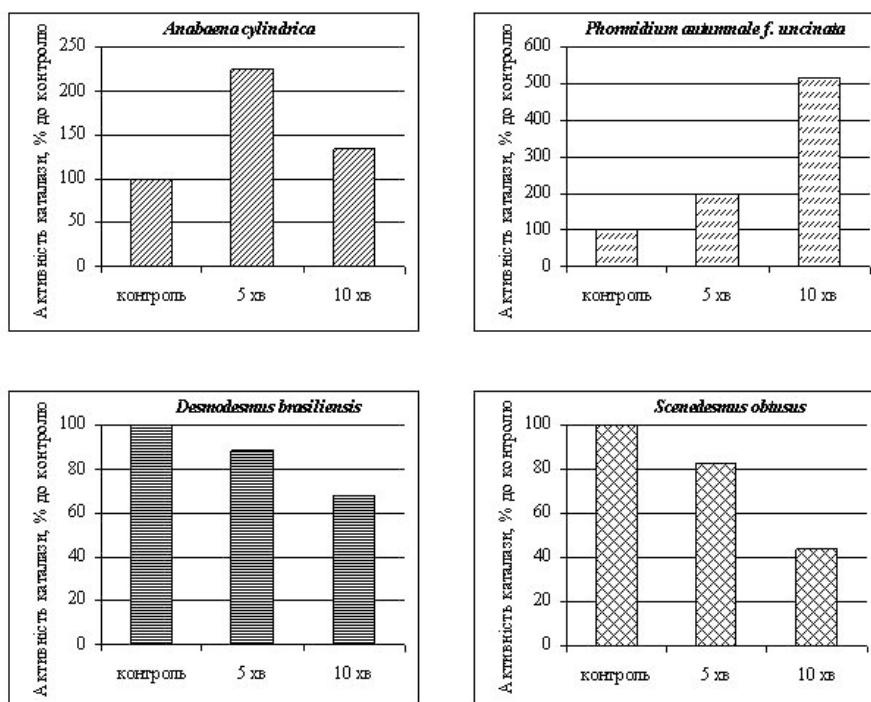


Рис. 3. Активність каталази синьозелених і зелених водоростей за дії УФ випромінювання

Загальновідомо, що серед найважливіших складових метаболізму клітин є біосинтез білків. Однією з його ключових ланок є зв'язування амонійного азоту з α -кетоглутаровою кислотою з утворенням глутамінової кислоти. Цю реакцію каталізує глутаматдегідрогеназа (ГДГ). Дослідивши функціонування ферменту за дії УФ-радіації зазначаємо, що у синьозеленої водорості *A. cylindrica*

його активність помітно зростала порівняно з контролем: при 5 хв. – на 16%, а при 10 хв – на 89%, а у *Ph. autumnale* f. *uncinata* спостерігалася зворотня тенденція (рис. 4). Щодо представників зелених водоростей *D. brasiliensis* і *S. obtusus*, то в обох випадках дія УФ-випромінювання на їх клітини супроводжувалася інгібуванням ГДГ. Зокрема, у *Scenedesmus obtusus* при 10 хв. впливі УФ-світла активність ферменту зменшилася порівняно з контрольним варіантом на 94%.

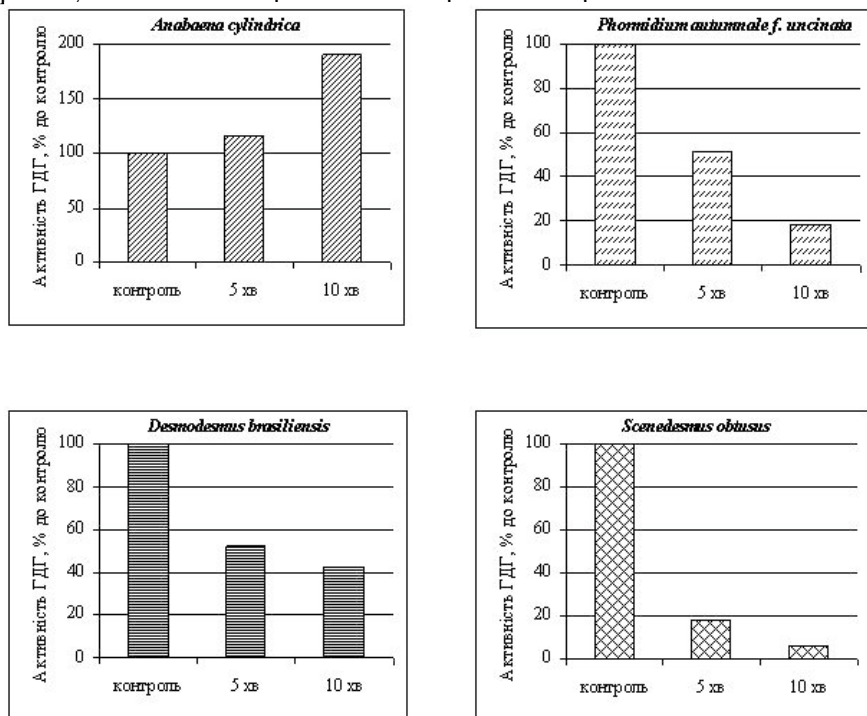


Рис. 4. Активність глутаматдегідрогенази синьозелених і зелених водоростей за дії УФ випромінювання

Належної уваги заслуговує також функціонування такого важливого ферменту азотного обміну як нітратредуктаза (НР), яка бере участь у засвоєнні рослинами нітратів. Як видно з даних рис. 5, активність НР досліджуваних синьозелених водоростей була найвищою при 10 хв. опромінення клітин УФ-світлом. Зокрема, у *A. cylindrica* вона зросла порівняно з контролем на 51,2%, а для *Ph. autumnale* f. *uncinata* – на 907,7%. Щодо реакції НР зелених водоростей, то слід відмітити таке: спочатку (5 хв.) у *D. brasiliensis* спостерігалася невелике зростання активності ферменту, а потім (10 хв.) – зниження. Одночасно у *S. obtusus* ми реєстрували досить помітне зниження активності НР (на 79,4% порівняно з контролем) при обох режимах опромінення культур.

Аналізуючи отримані результати щодо діяльності ферментів азотного обміну, слід відзначити, що зростання їх активності під впливом УФ-радіації, можливо, пов'язане з синтезом в рослинній клітині специфічних стресових білків, які утворюються за дії різних факторів, зокрема, УФ-випромінювання [1].

Ми схилиємося до думки, що за тривалого впливу стрес-фактору в клітинах рослин вмикаються механізми, що спрямовані на відновлення вихідного метаболічного стану або перемикання його на альтернативні шляхи функціонування. УФ-радіація, гальмуючи активність ЦТК і збіднюючи клітини енергетично, сприяє перемиканню на резервні шляхи генерування енергії, насамперед, за рахунок резервних амінокислот і білків. За рахунок активного функціонування системи оборотної ГДГ у клітинах водоростей може здійснюватися первинна детоксикація надлишкового аміаку, який інтенсивно утворюється за стресового впливу, а також забезпечуватися необхідним субстратом ферментна система синтезу амідів. Крім того, ГДГ відіграє певну роль у підтриманні гомеостазу метаболітів та регуляції швидкості аеробної системи окислення у ЦТК, де важливе місце займає α -кетоглутарова кислота, яка є субстратом цієї реакції. Зазначений процес, очевидно, має місце у синьозелених водоростях, в яких з ним може бути пов'язано зростання або підтримання на адаптивному рівні активностей: АТФ-аз, що забезпечують енергією АТФ-залежну ГДГ; каталази, яка не тільки руйнує утворюваний в процесі альтернативного енергозабезпечення токсичний пероксид водню, а й сприяє перебігу пероксидативного механізму регуляції активності білків і ліпідів; нітратредуктази, яка постачає азот для синтезу у подальшому амінокислот глутамінсинтетазним шляхом, а потім і

необхідних клітині адаптивних білків. Можна стверджувати, що у синьозелених водоростей за дії УФ-радіації, насамперед впродовж 5 хв., формується певна субстрат-метаболична адаптивна система, яка тільки в окремих випадках функціонує при 10 хв. опроміненні клітин УФ-світлом. Щодо зелених водоростей, то для них інгібуючий вплив УФ-променів виявляється вже протягом 5 хв їх дії.

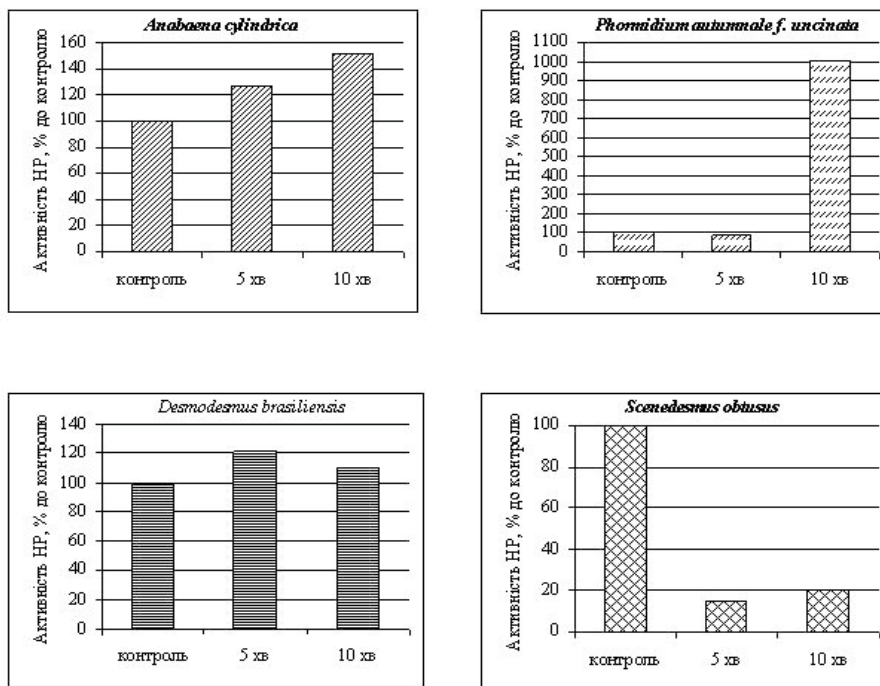


Рис. 5. Активність нітратредуктази синьозелених і зелених водоростей за дії УФ випромінювання

Висновки

Наведені дані свідчать про те, що рівень енергетичного та азотного обміну в прісноводних водоростей за дії УФ-випромінювання є видоспецифічним і пов'язаний з адаптаційними перебудовами метаболізму, які супроводжуються змінами у функціонуванні основних метаболічних систем та активацією компенсаторних механізмів, спрямованих на зменшення несприятливого впливу УФ-радіації. Досліджені представники Суанорфута виявились більш стійкими до впливу УФ-світла, ніж зелені водорості.

1. Косаківська І.В. Фізіолого-біохімічні основи адаптації рослин до стресів / І.В. Косаківська. – К.: Сталь, 2003. – 191 с.
2. Макаров М.В. Влияние ультрафиолета на рост массовых видов водорослей Баренцева моря / М.В. Макаров // Эколого-физиологические исследования водорослей и их значение для оценки природных вод. – Ярославль: Изд-во РАН, 1996. – С. 150–152.
3. Масюк Н.П. Фотодвижение клеток *Dunaliella* Teod. (*Dunaliellales*, *Chlorophyta*, *Viridiplanae*) / Н.П. Масюк, Ю.И. Посудин, Г.Г. Лилицкая. – К., 2007. – 265 с.
4. Методы биохимических исследований / Под ред. М.И. Прохоровой. – Л.: ЛГУ, 1982. – 273 с.
5. Методы биохимических исследований растений / Под. ред. А.И. Ермакова. – Л.: Агропромиздат, 1987. – 430 с.
6. Мусієнко М.М. Фізіологія рослин: Підручник / М.М. Мусієнко. – К.: Либідь, 2005. – 808 с.
7. Починок Х.Н. Методы биохимического анализа растений / Х.Н. Починок. – К.: Наук. думка, 1976. – С. 172–174.
8. Софьин А.В. Глутаматдегидрогеназы одноклеточной зеленой водоросли. Кинетические свойства / А.В. Софьин, В.Р. Шатилов, В.Л. Кретович // Биохимия. – 1984. – Т.49, № 2. – С. 334–345.
9. Dang Z. Na⁺/K⁺ ATP-ase immunoreactivity in branchial chloride cells of *Oreochromis mossambicus* exposed to copper / Z. Dang, R.A.C. Lock, G. Filk // J. Exp. Biol. – 2000. – Vol. 203. – P. 379–387.
10. Lowry O. H. Protein measurement with the folin phenol reagent / O.H. Lowry, N.I. Rosenberg, A.L. Farr, R.I. Randall // J. Biol. Chem. – 1951. – Vol. 193, N 1. – P. 265–275.

П.Д. Клоченко¹, І.О. Медведь¹, А.В. Калиновская¹, Ю.В. Синюк², О.В. Василенко²

¹ Інститут гідробіології НАН України, Київ

² Тернопільський національний педагогічний університет ім. Володимира Гнатюка, Україна

ОСОБЕННОСТИ ЭНЕРГЕТИЧЕСКОГО И АЗОТИСТОГО ОБМЕНА У ПРЕСНОВОДНЫХ ВОДОРΟΣЛЕЙ ПРИ ДЕЙСТВИИ УФ-ОБЛУЧЕНИЯ

Изучено влияние УФ-излучения на функционирование ключевых ферментов энергетического и азотного обмена у зеленых и синезеленых водорослей. Обнаружено ряд видоспецифических реакций, связанных с адаптационными перестройками в клетках водорослей при действии исследуемого стрессового фактора.

Ключевые слова: водоросли, УФ-облучение, сукцинатдегидрогеназа, АТФ-аза, каталаза, глутаматдегидрогеназа, нитратредуктаза

P.D. Klochenko¹, I.O. of Medved¹, A.V. Kalinovska¹, Yu.V. Sinyuk², O.V. Vasilenko²

¹ Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

² Ternopil National Volodymyr Hnatiuk Pedagogical University, Ukraine

FEATURES OF POWER AND NITRIC METABOLISM AT ALGAE AT ACTIONS OF UF-RADIATION

Influence UV-radiation on functioning of key enzymes of a energy and nitrogen exchange at Chlorophyta and Cyanophyta is investigated. It is revealed a number of a type of specific reactions connected with adaptable restructurings in cells of algae at action of the investigated stressful factor.

Key words: algae, UF-radiation, succinate dehydrogenase, ATP-ase, catalase, glutamate dehydrogenase, nitratereductase

УДК [577.1: 574.64]

В.О. КОВАЛЬ, Б.В. ЯКОВЕНКО

Чернігівський національний педагогічний університет ім. Т.Г.Шевченка

вул. Гетьмана Полуботка, 53, Чернігів 14038, Україна

ВПЛИВ КАТІОНІВ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ, ФЕНОЛУ І АМІАКУ НА АКТИВНІСТЬ ГЛЮКОЗО-6-ФОСФАТДЕГІДРОГЕНАЗИ В ПЕЧІНЦІ І М'ЯЗАХ КОРОПА В УМОВАХ ЗИМІВЛІ

Зміни активності глюкозо-6-фосфатдегідрогенази в організмі коропа залежать від природи токсичної речовини: полютанти неорганічної природи (аміак і іони важких металів) збільшують активність цього ферменту, а фенол пригнічує її. В середині зимівлі відповідь організму (зміна активності ферменту) на дію токсичних речовин найменша, оскільки зниження температури води маскує токсичний ефект.

Ключові слова: важкі метали, фенол, аміак, короп, глюкозо-6-фосфатдегідрогеназа

На якісні зміни у складі водного середовища риби реагують залежно від систематичного положення, філогенетичного рівня, віку, статі, функціонального стану, вмісту кисню у воді, температури та багатьох інших факторів. Реакція гідробіонтів на вплив токсичних речовин виявляється на генному, хромосомному, клітинному, тканинному, організмовому та надорганізмовому рівнях. Основні дослідження з впливу токсичних речовин на організм риб спрямовані на вивчення накопичення токсичних речовин в тканинах і органах [4, 12] та виявлення морфологічних [6, 9] і біохімічних [1–3] змін за їх дії. Морфологічні спостереження найчастіше проводили на зябрах, оскільки вони безпосередньо контактують з токсичними речовинами [13], або на органах, що нейтралізують токсиканти – печінка, нирки [9]. Як біохімічні об'єкти найчастіше використовували кров [5] та печінку [1, 3, 8] риб. В них досліджували як активність ферментів (лужної фосфатази, ліпаз, глутамінсинтетази, аспартатамінотрансферази), так і вміст метаболітів (лактату, пірувату, АТФ, АДФ, амінокислот).

Метою роботи було дослідження активності глюкозо–6–фосфатдегідрогенази за токсичної дії та під час зимового голодування.

Матеріал і методи досліджень

Дослідження проводили в лабораторних умовах на дворічках коропа лускатого (*Cyprinus carpio* L.) масою 200–250 г. Риб витримували в 200-літрових акваріумах з відстояною водопровідною водою з розрахунку 1 екземпляр на 40 дм³ води за стандартного газового і гідрохімічного режимів. Величина рН змінювалась в межах 7,6–7,8; вміст кисню – 7,0–8,0 мг/дм³; диоксиду вуглецю – 2,2–2,8 мг/дм³. Температуру води підтримували близькою до природної в залежності від пори року. Дослідження проводились тричі: початок зимового голодування – жовтень–листопад; середина голодування – січень–лютий; кінець зимівлі – березень–квітень. Під час експерименту рибу не годували.

Вивчався вплив аміаку, фенолу, іонів марганцю, цинку, міді та свинцю на організм коропа лускатого у кількості, що відповідає 2 рибогосподарським гранично допустимим концентраціям (ГДК). Умови інтоксикації моделювали внесенням у воду буферної суміші NH₄OH+NH₄Cl; фенолу; відповідних солей металів – MnCl₂×4H₂O, ZnSO₄×7H₂O, CuSO₄×5H₂O, Pb(NO₃)₂. Період аклімації становив 14 діб.

Для дослідження використовували цитоплазматичні фракції білих м'язів спини та передньої частки печінки. Визначення активності глюкозо-6-фосфатдегідрогенази здійснювали спектрофотометрично при довжині хвилі 340 нм. Інкубаційне середовище містило: 0,1М К⁺–фосфатного буферу, рН 7,6; 35 мМ розчину глюкозо–6–фосфату; 11мМ NADP⁺. Активність виражали в мкмоль NADPH/мг білку за хв.

Усі результати були оброблені статистично за Ойвіним І.А. [10]. Відмінності між порівнюваними групами вважали вірогідними при * – P<0,05.

Результати досліджень та їх обговорення

Аналіз результатів дослідження показав (табл. 1), що перетворення глюкози з участю досліджуваного ферменту на початку зимівлі в печінці та білих м'язах коропа відбувається практично з однаковою швидкістю (0,09±0,02 мкмоль NADP/мг білку за хв. та 0,06±0,01 мкмоль NADP/мг білку за хв. відповідно).

Таблиця 1

Активність глюкозо–6–фосфатдегідрогенази в печінці і білих м'язах коропа в різні періоди зимового голодування, мкмоль NADP/мг білку за хв. (M ± m, n = 5)

Період дослідження	Печінка	М'язи
Початок зимівлі	0,09 ± 0,02	0,06 ± 0,01
Середина зимівлі	0,15 ± 0,03	0,02 ± 0,014*
Кінець зимівлі	0,45 ± 0,04	0,07 ± 0,02*

Примітка. * – відмінності вірогідні відносно показника печінка–білі м'язи.

Надалі в печінці поступово збільшується активність досліджуваного ферменту до 0,15±0,03 мкмоль NADH/мг білку за хв. У м'язовій тканині, навпаки, спостерігається вірогідне зменшення активності Г-6-ФДГ (p<0,05). В кінці зимового голодування в обох тканинах активність ферменту зростала практично в 3 рази порівняно з серединою зимівлі. Це пояснюється різким підвищенням температури водного середовища. Варто зазначити, що перетворення глюкози пентозофосфатним шляхом (ПФШ) в середині і кінці зимівлі в цитоплазматичній фракції печінки коропа відбувається набагато інтенсивніше, ніж в білих м'язах. Відомо, що однією з функцій ПФШ є утворення відновленого НАДФН+H⁺ за участю Г-6-ФДГ. Відновлений НАДФН+H⁺ використовуються у біосинтезі жирів. Останні необхідні організму риб не лише як джерело енергії, а й для біосинтезу глюкози, зокрема в період зимового голодування.

Результати експерименту щодо впливу токсичних речовин на активність Г–6–ФДГ-зи показано в таблицях 2 та 3. При дії аміаку спостерігається збільшення активності цього ферменту як у м'язовій тканині, так і в печінці протягом всієї зимівлі. Однак, у м'язах ці зміни були менш істотні, ніж в печінці.

Таблиця 2

Активність глюкозо-6-фосфатдегідрогенази в печінці і білих м'язах коропа за інтоксикації аміаком і фенолом протягом зимового голодування, мкмоль NADP/мг білку за хв.

($M \pm m$, $n = 5$)

Період дослідження	Печінка		М'язи	
	Контроль	Дослід	Контроль	Дослід
Аміак				
Початок зимівлі	0,09 ± 0,02	0,16 ± 0,01*	0,06 ± 0,01	0,08 ± 0,01
Середина зимівлі	0,15 ± 0,03	0,19 ± 0,02	0,02 ± 0,01	0,03 ± 0,01
Кінець зимівлі	0,45 ± 0,04	0,59 ± 0,02*	0,07 ± 0,02	0,10 ± 0,02
Фенол				
Початок зимівлі	0,09 ± 0,02	0,04 ± 0,01*	0,06 ± 0,01	0,04 ± 0,01
Середина зимівлі	0,15 ± 0,03	0,11 ± 0,02	0,020 ± 0,01	0,01 ± 0,01
Кінець зимівлі	0,45 ± 0,04	0,52 ± 0,02	0,07 ± 0,02	0,04 ± 0,02

Примітка: * – відмінності вірогідні відносно показнику контроль–дослід.

При дії водного середовища, яке містило фенол, відповідь організму риб була протилежною: активність глюкозо–6–фосфатдегідрогенази зменшувалася (табл. 2). На початку зимового голодування активність ферменту в печінці коропа пригнічувалась на 66%, в середині зимівлі всього на 27%, навесні, навпаки, – зростала. У м'язовій тканині спостерігається лише тенденція до зменшення активності ферменту.

Іони металів активують глюкозо–6–фосфатдегідрогеназу (табл. 3).

Таблиця 3

Активність глюкозо–6–фосфатдегідрогенази в печінці і білих м'язах коропа за інтоксикації іонами важких металів протягом зимового голодування, мкмоль NADP/мг білку за хв.

($M \pm m$, $n = 5$).

Важкі метали	Печінка		М'язи	
	Контроль	Дослід	Контроль	Дослід
Манган	0,09 ± 0,02	0,17 ± 0,02*	0,06 ± 0,01	0,09 ± 0,02
Свинець	0,15 ± 0,03	0,20 ± 0,02	0,02 ± 0,01	0,03 ± 0,01
Мідь	0,45 ± 0,04	0,61 ± 0,03*	0,07 ± 0,02	0,09 ± 0,01
Цинк	0,45 ± 0,04	0,53 ± 0,04	0,07 ± 0,02	0,11 ± 0,02

В печінці реакція ферменту була максимальною за дії іонів марганцю і міді. Показник активності збільшувався на 188% і 135% відповідно. У білих м'язах на активність досліджуваного ферменту найбільший вплив виявили іони цинку.

Висновки

Зміни активності глюкозо–6–фосфатдегідрогенази в організмі коропа залежать від природи токсичної речовини: полютанти неорганічної природи (аміак і іони важких металів) збільшують активність ферменту, а фенол пригнічує. Аналіз отриманих результатів засвідчує, що в середині зимівлі відповідь організму (зміна активності глюкозо–6–фосфатдегідрогенази) на дію токсичного середовища найменша. Це можна пояснити тим, що зниження температури води маскує токсичний ефект.

1. Арсан В.О. Енергозабезпечення організму коропа при адаптації до змін концентрацій іонів важких металів у водному середовищі : автореф. дис. ... канд.біол.наук. 03.00.17 "Гідробіологія" / В.О.Арсан. — Київ, 2004. — 18 с.
2. Голованова И.Л. Влияние тяжелых металлов на физиолого-биохимический статус рыб и водных беспозвоночных / И.Л. Голованова // Биол. внутр. вод. — 2008. — № 1. — С. 99–108.
3. Евтушенко Н.Ю. Влияние тяжелых металлов водной среды на содержание нуклеиновых кислот и активность нуклеаз некоторых органов и тканей производителей карпа в репродуктивный период / Н.Ю. Евтушенко,

- А.С. Потрохов, О.Г. Зинковский // Вторая всес. конф. по рыб-хоз. токсикологии. Тез. докл. – С.-Петербург, 1991. – Т. 1. – С. 177–178.
4. *Забитівський Ю.М.* Динаміка накопичення міді у лусці, зябрах і кишківнику коропа / Забитівський Ю.М., Савицька О.М. // Науковий вісник Льв. ун-ту. – 2003. – Вип. 13, № 5. – С. 263–271.
5. *Зінковська Н.Г.* Функціонування антиоксидантних систем у крові риб при інтоксикації йонами міді, цинку, марганцю і свинцю : автореф. дис. ... канд. біол. наук. 03.00.04 “Біохімія” / Н.Г.Зінковська. – Чернівці, 2003. – 21 с.
6. *Красюк Ю.Н.* Изменение физиологического состояния карпов под действием соединений минерального азота / Красюк Ю.Н., Худияш Ю.Н. // Совр. проблемы физиол. и биохим. водных организмов. – Петрозаводск, 2007. – С. 75–76.
7. *Лобойко Ю.В.* Еколого-цитогенетичний моніторинг при вирощуванні коропа в рибницьких ставах : автореф. дис... канд. с.-г. наук / Ю.В. Лобойко. – Київ, 2002. – 19 с.
8. *Мехед О.Б.* Активність ключових ферментів вуглеводного обміну в організмі коропа лускатого в умовах токсикозу / Мехед О.Б., Яковенко Б.В. // Вісник проблем біології і медицини. – 2003. – Вип. 6. – С. 20–24.
9. *Назарова Е.А.* Экологическая пластичность структуры ренальной ткани пресноводных и морских костистых рыб : автореф. дис... канд. биол. наук / Е.А. Назарова. – Борок, 2009. – 23 с.
10. *Ойвин И.А.* Статистическая обработка результатов экспериментальных исследований / И.А. Ойвин // Патол. физиол. и экспер. терапия. – 1960. – № 4. – С. 76–85.
11. *Русинова О.С.* Сезонные изменения активности глюкозо-6-фосфатдегидрогеназы в тканях рыб с разными эколого-физиологическими особенностями / О.С.Русинова // Журн. эволюц. биохим. и физиол. – 1988. – Т. 34, № 5. – С. 549–554.
12. *Ситник Ю.М.* Вміст важких металів в органах і тканинах канального сомика (*ICTALURUS PUNCTATUS* RAFINESQUE, 1818) Ташлицької водойми – охолоджувача Південно-Української АЕС / Ю.М. Ситник, П.Г. Шевченко, Н.В. Олексієнко // Рибне госп-во. – 2009. – Вип. 67. – С. 230–236.
13. *Третьяк Л.П.* Патоморфологическое исследование состояния жаберного аппарата *Salmo trutta labrax* Pallas под влиянием хронической интоксикации / Л.П.Третьяк // Совр. аспекты экологии и экологического образования. – Набрань, 2007. – С. 136–139.

В.А. Коваль, Б.В. Яковенко

Черниговский национальный педагогический университет им. Т.Г. Шевченко, Украина

ВЛИЯНИЕ КАТИОНОВ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ, ФЕНОЛА И АММИАКА НА АКТИВНОСТЬ ГЛЮКОЗО–6–ФОСФАТДЕГИДРОГЕНАЗЫ В ПЕЧЕНИ И МЫШЦАХ КАРПА В УСЛОВИЯХ ЗИМОВКИ

Изменение активности глюкозо–6–фосфатдегидрогеназы в организме карпа зависит от природы токсического вещества: поллютанты неорганической природы (аммиак и ионы тяжелых металлов) увеличивают активность фермента, а фенол угнетает. В середине зимовки ответ организма (изменение активности фермента) на действие токсичных веществ минимален, поскольку температура воды маскирует токсический эффект.

Ключевые слова: тяжелые металлы, фенол, аммиак, карп, глюкозо-6-фосфатдегидрогеназа

V.A. Koval, B.V. Yakovenko

Chernihiv National Taras Shevchenko Pedagogical University, Ukraine

INFLUENCE OF HEAVY METALS, PHENOL AND AMMONIA ON ACTIVITY OF GLUKOSO–6–PHOSPHATEDEHYDROGENASE IN LIVER AND MUSCLES OF CARP IN THE CONDITIONS OF WINTERING

A change to activity of glukoso–6–phosphatedehydrogenase in the organism of carp depends on nature of toxic matter: pollutants of inorganic nature (ammonia and ions of heavy metals) increase activity of enzyme, and a phenol oppresses. In the middle of wintering the answer of organism for the action of toxic matters is minimum, as a temperature of water masks a toxic effect.

Key words: heavy metals, phenol, ammonia, carp, glukoso–6–phosphatedehydrogenase

УДК 594.1:575.174.015.3

О.П. КОДОЛОВА, Т.Г. СИМДЯНОВ

Московский Государственный Университет им. М.В. Ломоносова.

Ленинские горы, д.1, строение 12, Москва 119991, Россия

К ВОПРОСУ СИСТЕМАТИКИ РОДА *BATAVUSIANA* (*BIVALVIA*, *UNIONIDAE*)

Электрофоретическое сравнение миогенов в шести выборках моллюсков рода *Batavusiana*, собранных на территории от Литвы до Казахстана, в бассейнах рек Неман, Днепр, Волга, Илек, и статистика морфологических признаков раковин показали, что на исследованной части ареала обитает только один вид этого рода – *B. crassa* Phil.

Ключевые слова: моллюски, систематика, электрофорез белков

Двустворчатые моллюски рода *Batavusiana* широко распространены в пресных водах Евразии. Однако до сих пор нет единого мнения о числе видов этого рода, что затрудняет их использование для характеристики биоценозов, стратиграфии и других задач, где необходимо точное знание видовой принадлежности моллюска. Определение видовой принадлежности моллюсков этого рода основано на конхологических признаках. Однако, форма раковин моллюсков чрезвычайно вариабельна и зависит от условий среды. Поэтому систематическое положение представителей рода *Batavusiana* изменялось в зависимости от мнения исследователей. Так, Ф. Хаас [4] относил представителей этого рода к единому виду, включая его в род *Unio* – *U. crassus* Phil., тогда как Я.И. Старобогатов [3] рассматривал *U. crassus* как представителя рода *Batavusiana*, включающего 5 видов. В основу выделения этих видов были положены конхологические признаки, связанные с выпуклостью раковины и положением точки, максимально удаленной от плоскости смыкания створок по отношению к ее высоте.

В настоящее время для решения спорных вопросов систематики широко используют биохимические методы, в частности, электрофорез белков. Б.М. Логвиненко разработан метод сравнения общих белков в разных режимах электрофореза с последующей статистической обработкой индексов электрофоретического сходства [2]. В данной работе мы применили этот метод для решения вопросов систематики рода *Batavusiana* параллельно с анализом изменчивости конхологических признаков.

Материал и методы исследований

Материал был собран из следующих участков ареала: 1. р. Варене (Литва), 2. р. Москва (Московская обл.), 3. р. Рожая (Московская обл.), 4. р. Ока (Московская обл.), 5. р. Тетерев (Украина), 6. р. Жаксы-Каргала (Казахстан). Общее количество – 294 экз. В соответствии с системой Я.И. Старобогатова [3] и по его личному определению выборки состояли из экземпляров, относившихся к разным видам рода *Batavusiana*. Для морфометрического анализа брали левую створку и измеряли высоту (В), длину (Дл), выпуклость (Вып), длину передней части раковины (П), расстояние от макушки до заднего края раковины (С), расстояние от макушки раковины до проекции точки, максимально удаленной от плоскости смыкания створок, на высоту (Т). Рассчитывали индексы: Вып/В, Вып/Дл, Вып/С, В/Дл, П/Дл, Т/В. Каждая выборка была разделена на две группы – А и Б, различающиеся по значениям индекса Вып/В. Поскольку данный индекс колеблется по выборкам от 26,7 до 44,1 то в группу А вошли максимальные по выпуклости экземпляры (лимиты индекса по выборкам – от 32,4 до 44,1), в группу Б – минимальные (лимиты индекса по выборкам от 26,7 до 35,3). Соответственно, в каждой выборке были выделены группы, различающиеся по значениям индекса Т/В – В и Г. В группу В вошли экземпляры максимальные по Т/В (лимиты индекса 43,2–54,8), в группу Г – минимальные (лимиты индекса 33,3–44,1).

Для электрофоретического сравнения использовали мышечные водорастворимые белки (миогены) аддуктора с окраской на общий белок. Электрофорез проводили в полиакриламидном геле по методикам, описанным ранее [2]. При сравнении электрофореграмм рассчитывали индексы сходства по формуле Чекановского–Соренсена.

При сравнении резудбатов использовали критерий Стьюдента.

Результаты исследований и их обсуждение

Статистическое сравнение выделенных групп А и Б внутри каждой выборки по ряду морфометрических признаков показало, что эти группы различаются между собой с высокой степенью значимости ($p \leq 0,001$) по признакам, связанным с выпуклостью и особенно по признаку Вып/Выс. Различия по этому признаку обусловлены методом выделения групп. В то же время, группы, выделенные в соответствии с выпуклостью створок, ни в одной выборке не различаются достоверно по значениям Т/В. При сравнении групп, выделенных по признаку Т/В, все значимые различия получены практически только по этому признаку, что обусловлено методикой выделения групп. При этом, анализ гистограмм выявил непрерывное, одновершинное распределение каждого признака внутри каждой выборки. Было проведено статистическое сравнение по исследованным признакам максимально-выпуклых групп из разных выборок и минимально-выпуклых групп из разных выборок, а также сравнение максимально-выпуклых с минимальными из разных выборок. Точно также сравнивали группы, выделенные по значениям Т/В. В результате анализа данных обнаружено, что группы, искусственно выделенные внутри выборок по одному из признаков, нельзя объективно выделить по другим признакам. Кроме того не удалось установить какой – либо связи между индексами Вып/В и Т/В. По тем же морфометрическим признакам сравнивали выборки в целом.

Проведенное исследование показало большое разнообразие групп и выборок в целом по морфологическим признакам в зависимости от места сбора. Однако из-за широкого перекрытия лимитов исследованных признаков невозможно ни объективно выделить какие-либо группы внутри выборок, ни дискретно выделить какую либо выборку из ряда других, или объединить их в какие либо группы в соответствии с географическим положением.

На рис. 1 приводится графическое изображение результатов статистической обработки индексов сходства миогенов, полученных при сравнении экземпляров *B. crassa* из разных выборок и групп, выделенных при морфологическом анализе, а также экземпляров *U. tumidus* и *U. pictorum*. Из представленного материала видно, что полученные данные разбиваются на 3 группы четко различающиеся между собой, без перекрытия лимитов. В I группу вошли индексы сходства, полученные при сравнении экземпляров внутри выделенных групп и между разными группами, внутри одной выборки и между выборками, а также индексы сходства, полученные при внутривидовых сравнениях экземпляров *B. crassa*, *U. tumidus*, *U. pictorum*. Подробный анализ индексов сходства этой группы показал, что несмотря на полученные в ряде случаев достоверные различия между средними значениями, лимиты индексов сходства перекрываются между собой и образуют единую группу, крайние значения которой связаны рядом переходов. Во II группу вошли индексы сходства, полученные при сравнении видов одного рода – *U. tumidus* и *U. pictorum*. В III группу вошли индексы сходства, полученные при сравнении *B. crassa* с двумя видами рода *Unio* – *U. pictorum* и *U. tumidus*. Все 3 группы различаются между собой с высокой степенью значимости, без перекрытия доверительных интервалов. Таким образом, нами получены 3 уровня сходства. Лимиты индексов I уровня колеблются от 75,3 до 100 при средних значениях от 80,33 до 99,44. Лимиты индексов II уровня варьируют от 49,0 до 65,4 при средней 54,90. Лимиты III уровня варьируют от 25,2 до 45,0 при средних значениях от 33,75 до 35,38. По литературным данным [1] I уровень сходства соответствует внутривидовому, II отражает сходство видов одного рода, а III – сходство видов разных родов.

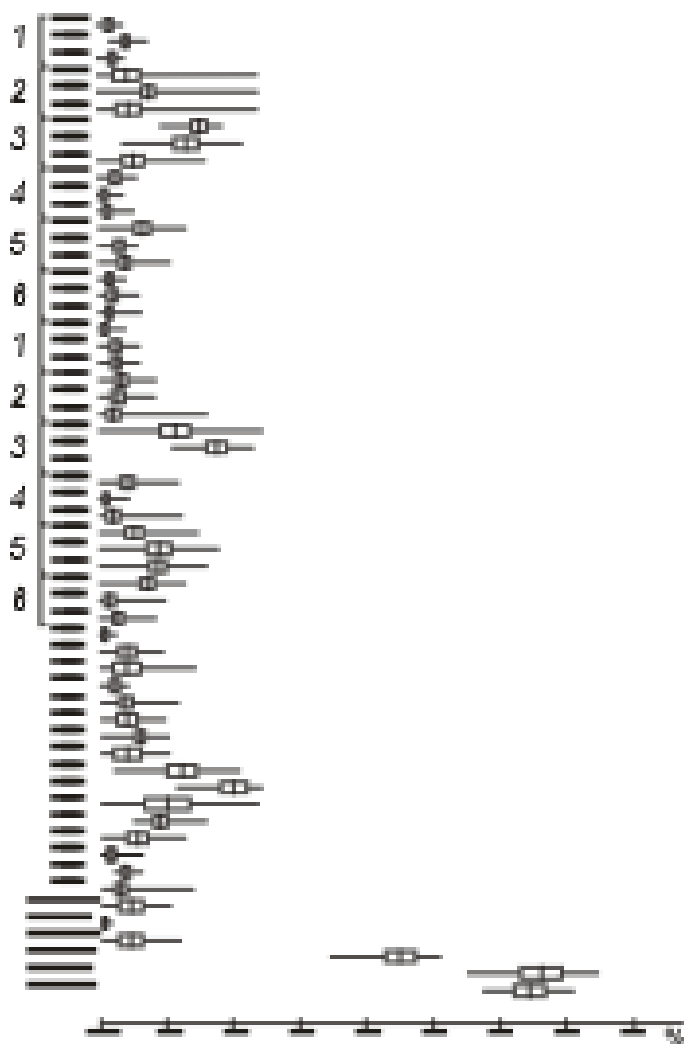


Рис 1. Графическое сопоставление электрофоретических индексов сходства внутри и между группами, а также между выборками в целом (тонкая горизонтальная линия – лимиты индексов для каждой пары, вертикальная линия – среднее значение индексов для каждой пары, прямоугольник по обе стороны – две ошибки средней. По горизонтальной шкале – значения индексов сходства в процентах. По вертикали – порядковые номера выборок: 1 – р.Варене, 2 – р.Москва, 3 – р.Рожая, 4 – р.Ока, 5 – р.Тетерев, 6 – р. Жаксы-Каргала. Обозначения групп: А – максимально выпуклые, Б – минимально выпуклые, В – максимальные по Т/В, Г – минимальные по Т/В. В.ср – *B.crassa*, U.t – *U.tumidus*, U.p – *U.pictorum*)

Выводы

Таким образом, полученные нами данные не позволяют ни на основании использования общепринятых морфологических признаков, ни на основании сравнения электрофореграмм общих белков выделить внутри вида *B.crassa* какие либо дополнительные группы, имеющие таксономический ранг на уровне вида. С другой стороны выделение *B.crassa* из рода *Unio* представляется обоснованным.

1. Айала Ф. Современная генетика / Айала Ф., Кайгер Дж. – М.: Мир, 1988. – Т. 3. – 332 с.
2. Логвиненко Б.М. Об уровне сходства электрофоретических спектров миогенов разных видов и родов моллюсков семейства Unionidae / Логвиненко Б.М., Кодолова О.П. // Зоол.журн. – 1983. – Т. 62, Вып. 3. – С. 447–451.
3. Старобогатов Я.И. Класс двустворчатые моллюски – Bivalvia. Определитель пресноводных беспозвоночных Европейской части СССР / Я.И. Старобогатов – Л.: Гидрометиздат, 1977. – С. 123–125.
4. Haas F. Superfamilia Unionacea. Tierreich / F. Haas. – Berlin: Gruyter, 1969. – Vol. 88. – 663 s.

О.П. Кодолова, Т.Г. Симдянов

Московский державний університет ім. М.В. Ломоносова, Росія

ДО ПИТАННЯ СИСТЕМАТИКИ РОДУ BATAVUSIANA (BIVALVIA, UNIONIDAE)

Електрофоретичне порівняння міогенів у шести вибірках моллюсків роду *Batavusiana*, зібраних на території від Литви до Казахстану, у басейнах річок Німан, Дніпро, Волга, Ілек, і статистика морфологічних ознак черепашок показали, що на дослідженій частині ареалу мешкає лише один вид цього роду – *B. crassa* Phil.

Ключові слова: моллюск, систематика, електрофорез альбуміну

O.P. Kodolova, T.G. Simdyanov

Moscow M.V. Lomonosov State University, Russia

TO QUESTION OF SYSTEMATIZATION OF BATAVUSIANA (BIVALVIA, UNIONIDAE)

The electrophoretic comparison of myogens of the six of scallop of the genus *Batavusiana* taken from from Lithuania to Kazakhstan in drainage-basin of the rivers Neman, Dnieper, Volga, Ilek, and the statistics of the morphological characters of the shells has shown that on the studied part of the area lives only one species of this genus – *B.crassa* Phil.

Key words: mollusc, systematization, electrophoresis of albumens

УДК [597.0/5 – 14]

М.С. КОЗІЙ, С.К. СЕМЕНЮК

Херсонський державний аграрний університет

вул. Р. Люксембург, 23, Херсон 73006, Україна

Херсонська гідробіологічна станція НАН України

вул. М. Фортус, 87, Херсон-16 73016

ГІСТОЛОГІЧНИЙ АНАЛІЗ ОСМОРЕГУЛЯЦІЇ У ЛОСОСЯ ЧОРНОМОРСЬКОГО (*SALMO TRUTTA LABRAX*)

Показано особливість гістологічної будови інтерреналової тканини, тілець Станіуса, хлоридних клітин лосося чорноморського (*Salmo trutta labrax*). Відзначено, що в молодих особин *Salmo trutta labrax* завершується становлення осморегуляторного процесу, що характеризує успішну адаптацію риб до зміни солоності середовища.

Ключові слова: осморегуляція, адаптація, інтерреналова тканина, тілець Станіуса, хлоридні клітини

Здатність риб успішно пристосовуватися до факторів зовнішнього середовища, зокрема до змін осмоларності, значною мірою визначається сформованістю й функціональною зрілістю нейрогормональних механізмів регуляції гомеостазу [7]. У гіпоталамо-гіпофізарній нейросекреторній системі (ГГНС) риб описані зміни стану її різних відділів при зміні осмоларності середовища [2, 9]. Продукований в клітинах преоптичного ядра аргінін-вазотонін викликає у більшості риб діуретичну дію [3, 7]. Важлива роль у регуляції водного й мінерального обміну риб належить гормонам, які продукуються інтерреналовою залозою [2]. Разом з тим, питання про гістологічне формування нейроендокринної та ендокринної систем в риб, у зв'язку з пристосуванням до певних параметрів зовнішнього середовища вивчено недостатньо [10–13]. Дослідженнями російських вчених показано, що для білорибки (*Stenodus leucichthys*) характерна здатність виживати в засоленій воді на ранніх етапах онтогенезу [1–3, 6, 8]. Відзначено також, що в молоді *Stenodus leucichthys* масою менше 1,0 г окремі ділянки осморегуляторних органів розвинені слабо [2].

Одним з головних питань, від якого залежать масштаби й успішність рибництва на базі природних водойм, є постійний контроль якості матеріалу, здатного пристосовуватися до факторів середовища. У цьому зв'язку вивчення гістологічних аспектів, які пояснюють сутність нейрогормональних механізмів регуляції гомеостазу, набуває виняткового значення. З огляду на факт істотного зниження досліджень, певний інтерес становлять гістоморфологічні дослідження.

Матеріал і методи досліджень

В основу роботи лягли результати експериментальних досліджень, проведених протягом 2009 р. на базі РЕФ ДВНЗ «Херсонський ДАУ». Як експериментальний матеріал правили трирічки лосося чорноморського (*Salmo trutta labrax*). В основу гістологічної оцінки отриманого матеріалу покладена структура будови інтерреналової тканини, каудексів зябрового апарату та тілець Станіуса.

Гістологічну обробку відібраного матеріалу проводили за допомогою авторського обладнання та власної оригінальної методики [4, 5], що спеціально розроблена для гістологічної діагностики тканин гідробіонтів. Точні гістологічні дослідження були виконані за допомогою

оптичної апаратури високого класу («E. Leitz - Diaplan», Plan-Apochromat-100-IRIS, Німеччина, а також «K. Zeiss-Axioplan», Plan-Apochromat-100, Німеччина).

Результати досліджень та їх обговорення

Встановлено, що і у молоді, і в дорослих особин інтерреналова залоза і тільця Станіуса досить добре сформовані. Вони представлені значними скупченнями секреторних клітин, що розташовуються переважно в межах кровоносних судин у лімфоїдної тканини нирки. Ядра клітин паренхіми органів порівняно великі, сферичної або округлої форми, іноді містять 2-3 ядерця. Відзначено також: значно частіше клітини виявляються поблизу стінок задніх кардинальних вен, розташовуються переважно в один, рідше в 3-4, шари і великих скупчень ніколи не утворюють.

Відзначимо, що у прісноводних риб у випадку невеликих показників значень солоності води інтерреналова тканина постійно знаходиться в неактивному стані. Численні гістологічні дослідження показали, що гістологічна будова тканини прохідних видів риб під час їхнього перебування у прісній воді практично не відрізняється від тканин прісноводних риб. Показано, що перехід молоді риб у солону воду супроводжується посиленням функціональної активності інтерреналової залози, бо вже через 6 год. після переходу риб з прісної води в солону (15,5%) об'єм ядер інтерреналових клітин і тілець Станіуса збільшується в середньому на 15%. Цей факт підтверджують результати гістологічного аналізу інтерреналової тканини і тілець Станіуса особини лосося чорноморського *Salmo trutta labrax*, яких витримували в морському середовищі: вони перебували у функціонально активній фазі (рис. 1).

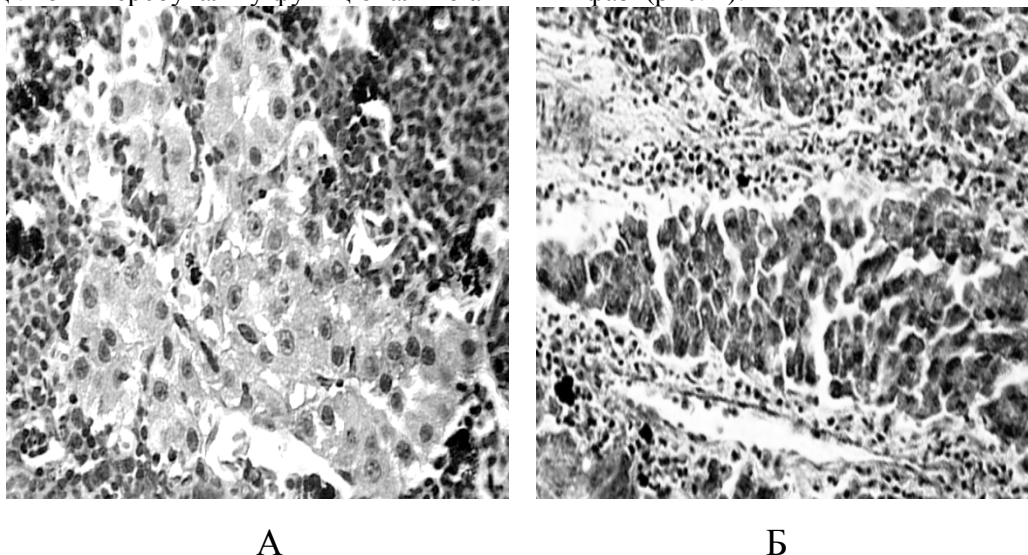


Рис. 1. Інтерреналова тканина (А) і тільце Станіуса (Б) трьохрічок лосося чорноморського (*Salmo trutta labrax*). Активний стан. Реактив Цинзерлінга в модифікації. 400^x

Мікрофотографії свідчать, що у товщі тканини є мітотичні розподіли залозистих клітин, присутні також окремі пікнотичні ядра.

Аналіз стану різних часточок тільця Станіуса особини *Salmo trutta labrax* з солоної води вказує на існування розходжень у їхньому функціональному стані. Виходячи з даних мікрофотографії (рис. 1Б), в окремих часточках спостерігається вакуолізація цитоплазми та значне посилення їх базофілії, що свідчить про гетероморфність органу.

Через нефрони прісноводних риб виділяється значно більше води з сечею. Разом з тим, у морських риб втрата солей організмом компенсується не тільки діяльністю клітин ниркових каналців, але й регуляцією вмісту іонів Na^+ і Cl^- хлоридними клітинами зябер. Доведено, що нетривале перебування молоді риб у солоному середовищі супроводжується посиленням функціональної активності: крім збільшення їхньої кількості в процесі адаптації риб до солоної води також спостерігається збільшення площі і діаметра апікальних везикул, що характеризує екскреторний стан клітин (рис. 2).

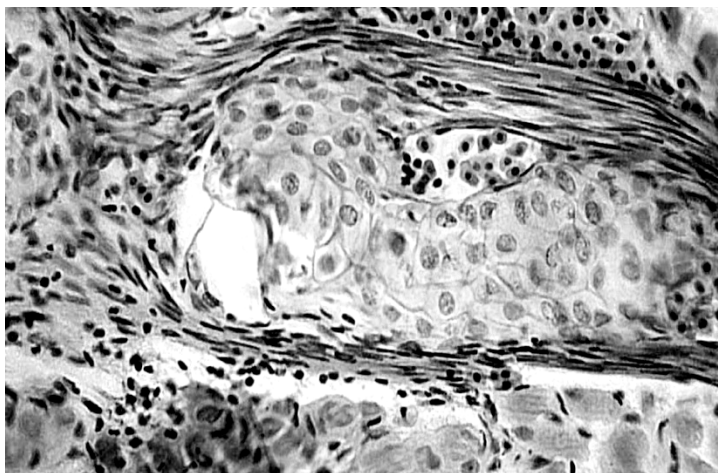


Рис. 2. Хлоридні клітини зябер трьохрічок лосося чорноморського (*Salmo trutta labrax*). Активний стан. Реактив Цинзерлінга в модифікації. 400^x

В основі цього явища лежить здатність риб змінювати гіпертонічний тип осморегуляції на гіпотонічний залежно від екологічних умов.

Висновки

Отримані результати свідчать про те, що в *Salmo trutta labrax* в міру дорослішання завершується становлення гормональної регуляторної ланки осморегуляторного процесу, що дозволяє організму успішно адаптуватися до зміни солоності середовища. Це, безумовно, має важливе значення для виду, молодь якого здійснює міграції з рік у море на ранніх етапах онтогенезу.

У подальших дослідженнях доцільно вивчити гістологічну будову органів осморегуляції. У зв'язку з особливостями екології, зокрема, життєвого циклу прохідних видів риб, вивчення осморегуляторної функції цих риб є актуальним, а отримані результати варто ретельно враховувати при оцінці параметрів навколишнього середовища.

1. Баранникова И.А. Функциональные основы миграций рыб / И.А. Баранникова. – Л.: Наука, 1975. – 210 с.
2. Володина Н.А. Опыт выращивания молоди белорыбицы в воде различной солёности / Володина Н.А., Жуков В.А. // Основные направления и перспективы рыбоводства в Каспийском и Азовском бассейнах. – М., 1980. – С. 35–40.
3. Дюбин В.Г. Функциональные основы эвригалинности белорыбицы в раннем онтогенезе / В.Г. Дюбин, И.А. Баранникова, С.Г. Киселёва // Вопр. ихтиологии. – 1991. – Т. 31, вып. 2. – С. 314–323.
4. Козий М.С. Оценка современного состояния гистологической техники и пути усовершенствования изучения ихтиофауны: [монография] / М.С. Козий. – Херсон, Олди-плюс, 2009. – 310 с.
5. Козий М.С. Перспективи впровадження методики діоксанового зневоднення у процесі викладання гістології / М.С. Козий // Вісник аграрної науки Причорномор'я. – 2008. – Вип. 4 (47). – С. 176–179.
6. Кычанов В.М. Солеустойчивость и фракционная структура гемоглобина у молоди белорыбицы *Stenodus leucichthys* / Кычанов В.М., Леонтьев С.А. // Вопр. ихтиологии. – 1981. – Т. 21, вып. 6. – С. 1097–1103.
7. Матей В.Е. Преоптико-гипофизарная нейросекреторная система молоди нерки (*Oncorhynchus nerka*) в условиях экспериментального изменения солёности воды / Матей В.Е., Поленов А.Л. // Физиол. биохим. онтогенеза. – 1977. – С. 99–103.
8. Омаров М.О. Физиолого-биохимическая оценка качества личинок белорыбицы (*Stenodus leucichthys*), выращенных в воде различной солёности / М.О. Омаров, Г.М. Магомед, К.А. Абдулкадыров // Физиол. и биохим. онтогенеза. – 1979. – С. 36.
9. Таликина М.Г. Гистофизиологические исследования почек леща и серебряного карася Кучурганского лимана-охладителя Молдавской ГРЭС / М.Г. Таликина // Вопр. ихтиологии. – 1985. – Т. 25, вып. 2. – С. 283–295.
10. Johnson D.W. Endocrine control of hydromineral balance in teleosts / D.W. Johnson // Amer. Zool. J. – 1973. – Vol. 13, N 3. – P. 799–821.
11. Pang K.T. Hormones and calcium regulation in *Fundulus heteroclitus* / Pang K.T., Pang R.K. // Amer. Zool. J. – 1986. – Vol. 26, N 1. – P. 225–234.

12. *Peter K.T.* Osmoregulatory function of neurohypophyseal hormones in fishes and amphibians / Peter K.T., Pang P.K. // Amer. Zool. J. – 1977. – Vol. 17. – P. 739–749.
13. *Roberts R.A.* Preliminary observation on the ionic regulation of the arctic char *Salvelinus alpinus* / R.A. Roberts // J. Exp. Biol. – 1971. – Vol. 55, N 1. – P. 213–222.

М.С. Козий, С.К. Семенюк

Херсонський державний аграрний університет, Україна

Херсонська гідробіологічна станція НАН України

ГИСТОЛОГИЧЕСКИЙ АНАЛИЗ ОСМОРЕГУЛЯЦИИ У ЛОСОСЯ ЧЕРНОМОРСКОГО (*SALMO TRUTTA LABRAX*)

Показана особенность гистологического строения интерренальной ткани, телец Станниуса, хлоридных клеток лосося черноморского (*Salmo trutta labrax*). Отмечено, что у молодых особей рыб завершается становление осморегуляторного процесса, который характеризует их успешную адаптацию к изменению солености среды.

Ключевые слова: осморегуляция, адаптация, интерренальная ткань, тельца Станниуса, хлоридные клетки

M.S. Koziy, S.K. Semenyuk

Kherson State Agrarian University, Ukraine

Kherson Hydrobiological Station of NAS of Ukraine

HISTOLOGICAL ANALYSIS OF OSMOREGULATION *SALMO TRUTTA LABRAX*

Is shown particularity of the histological constructions of the tissue interrhenalis, of the taurus Stannius, of the cells chloride the *Salmo trutta labrax*. It is noted that beside young person *Salmo trutta labrax* is terminated formation of the process osmoregulation, which characterizes successful adaptation of fish to change of saltiness of the ambience.

Key words: osmoregulation, adaptation, tissue interrhenalis, taurus Stannius, cells chloride

УДК 574.587(556.53:556.55)(574.63:282.243.7.05)

Е.Ш. КОЗІЙЧУК, В.І. ЩЕРБАК

Інститут гідробіології НАН України

пр-т Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210

ФІТОМІКРОБЕНТОС РІЗНОТИПНИХ ВОДОЙМ ТА ВОДОТОКІВ КІЛІЙСЬКОЇ ДЕЛЬТИ ДУНАЮ

Досліджено якісне, кількісне та інформаційне різноманіття фітомікробентосу різнотипних водойм та водотоків Кілійської дельти Дунаю. Здійснена сапробіологічна характеристика якості водного середовища, встановлені категорії та класи якості води.

Ключові слова: фітомікробентос, різноманіття, різнотипні водойми та водотоки, Кілійська дельта Дунаю, сапробіологічна характеристика

Кілійська дельта Дунаю – унікальна водна екосистема, є комплексом різнотипних водойм та водотоків (рукави, затоки, озера, ерики) з різноманітними гідрологічними, фізико-хімічними і гідробіологічними характеристиками [4]. Різнноманіттю водних екосистем притаманні специфічні угруповання донних водоростей – фітомікробентосу, який є важливим компонентом автотрофної ланки, формує її різноманіття, потоки енергії, колообіг речовин, слугує інформативним біоіндикатором якості водного середовища. Висока чутливість до умов існування є однією з причин використання видового та кількісного різноманіття фітомікробентосу для оцінки якості водних екосистем.

Метою даної роботи є дослідження структурно-функціональної організації різноманіття фітомікробентосу різнотипних водойм та водотоків Кілійської дельти Дунаю та оцінка якості водного середовища.

Матеріал і методи досліджень

В роботі представлені результати, отримані в 2009 р. на водних об'єктах Кілійської дельти Дунаю, що відрізняються генезисом, морфологічними характеристиками, гідрологічним, гідрохімічними режимами, ступенем антропогенного впливу [4]. З водотоків підсистеми Очаківського рукава є Полуденний рукав, штучний З'єднувальний канал (з'єднує рукав Прорву з Жебріянською бухтою в районі порту Усть-Дунайськ); та водойми: внутрішньодельтове прісноводне озеро Ананьїн кут, опріснена затока Потапів кут, що ізолювана піщаною косою від впливу моря.

Відбір проб фітомікробентосу, їх фіксація, камеральне опрацювання, розрахунок чисельності й біомаси водоростей, інформаційного різноманіття (індекс Шеннона як за чисельністю, так і біомасою) виконували згідно загальновідомих гідробіологічних методів [2, 3]. Сапробіологічний аналіз проводили за індикаторними організмами фітомікробентосу з використанням методу Пантле-Букка в модифікації Сладечека [5]. Категорії і класи якості води визначали згідно "Системи екологічних класифікацій якості поверхневих вод суші та естуаріїв України", розробленої в Інституті гідробіології НАН України [3].

Результати досліджень та їх обговорення

Типи водних об'єктів, деякі їх гідрофізичні та гідрохімічні показники відображені в таблиці.

Таблиця

Гідрофізичні та гідрохімічні характеристики водних об'єктів

Водний об'єкт	Тип донних відкладів	Глибина відбору проб, м	t°C води	Вміст O ₂ , мг/м ³	Мінералізація, мг/м ³	Вміст NaCl, %
З'єднувальний канал	сірий мул	0,5	16,3	8,66	0,18	0,8
Полуден. рукав	сірий мул	0,3	16,7	11,90	0,17	0,8
Затока Потапів кут	сірий мул	0,5	12,7	7,55	0,67	2,6
Озеро Ананьїн кут	чорний мул	1,0	16,4	9,33	0,44	1,7

У фітомікробентосі досліджених водойм виявлено 154 види та внутрішньовидові таксони (в.в.т.) водоростей, що належать до 5 відділів. Найвищим флористичним різноманіттям характеризувався Bacillariophyta, представлений 110 в.в.т., що складає 71% від загальної кількості ідентифікованих видів водоростей. Відділ Chlorophyta налічує 11%, Cyanophyta – 9%, Euglenophyta – 8%, Dinophyta – 1% (рис.).

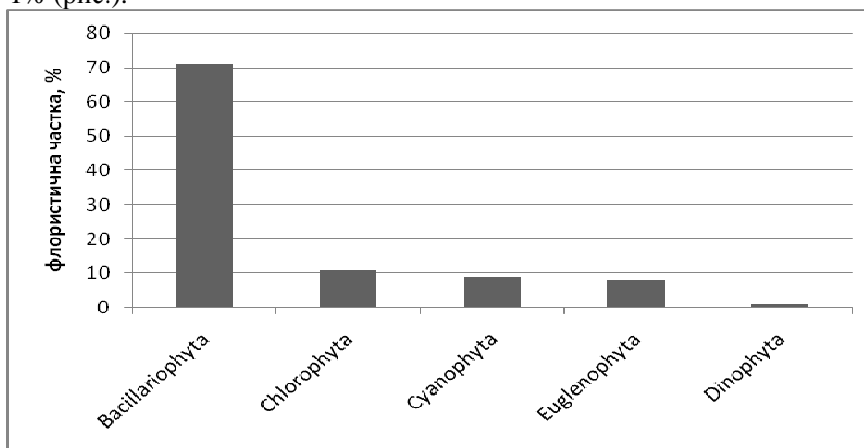


Рис. Флористичне різноманіття фітомікробентосу досліджених водойм

Проаналізувавши екологічне різноманіття водоростей, встановили, що до бентосних форм належать 75 в.в.т. з всіх визначених водоростей, до планктонних – 15, планктонно-бентосних – 32; перифітонних – 28 в.в.т. відповідно [1].

Аналіз особливостей структурно-функціональної організації різноманіття фітомікробентосу показав, що в затоці Потапів кут фітомікробентос представлений 90 в.в.т., з яких Bacillariophyta – 64 в.в.т. (71%), Chlorophyta – 13 (15%), Euglenophyta – 10 (11%), Cyanophyta та Dinophyta налічували одиничні таксони рангом нижче роду. Чисельність фітомікробентосу складала 4425 тис. кл/10см², біомаса – 3,27 мг/10см². Інформаційне різноманіття за чисельністю складає 2,93 біт/екз., за біомасою – 4,5 біт/г.

Найбільш кількісно були представлені: *Nitzschia pusilla* Grun., *N. paleacea* (Grun.), *Navicula cryptocephala* Kütz., *Gyrosigma acuminatum* (Kütz.) Rabenh., *Melosira varians* Ag., *Aulacoseira granulata* (Ehr.) Sim., *Fragilaria capucina* Desm., *Desmodesmus communis* (Hegew.) Hegew., *Oscillatoria tenuis* Ag., *Trachelomonas volvocina* Ehr.

У затоці Потапів кут виявлено 6 вид-індикатор сапробності води; 19 видів (31%) належать до χ -о-сапробів; 29 видів (48%) – до β -мезосапробів; 13 видів (21%) – до α -р-сапробів. Індекс сапробності за чисельністю – 2,45, за біомасою – 2,13. Отже, вода в затоці Потапів кут відноситься до β ''-мезосапробної зони, що відповідає категорії якості “слабко забруднена вода”.

У фітомікробентосі озера Ананьїн кут виявлено 94 в.в.т., з яких, до Bacillariophyta належить 74 в.в.т. (78%), Cyanophyta – 10 (11%), Chlorophyta – 8 (9%). Euglenophyta представлено одиничними таксонами рангом нижче роду. Чисельність фітомікробентоса складала 8241 тис. кл/10см², біомаса – 26,62 мг/10см². Інформаційне різноманіття за чисельністю складає 4,53 біт/екз., за біомасою – 2,93 біт/г.

Найбільше представлені були: *Nitzschia gracilis* Hant., *Navicula viridula* Kütz., *N. cryptocephala*, *Pinnularia gibba* (Ehr.), *Stephanodiscus hantzschii* Grun. in Cl. et Grun., *S. binderanus* (Kütz.) Krieg., *Cyclotella kuetzingiana* Thw., *M. varians*, *A. granulata*, *Fragilariforma virescens* (Ralfs.) Will. et Round., *D. communis*, *Oscillatoria geminata* (Menegh.) Gom., *O. tenuis*, *O. amphibia* Ag., *Merismopedia punctata* Meyen.

У фітомікробентосі озера Ананьїн кут встановлено 59 видів-індикаторів сапробності води. До χ -о-сапробів відносять 19 (32%); β -мезосапробів – 28 (48%); α -р-сапробів – 12 видів (20%). Значення індексу сапробності за чисельністю – 2,08, за біомасою – 2,03. Вода в озері Ананьїн кут належить до β ''-мезосапробної зони, відповідає категорії якості «досить чиста».

Фітомікробентос Полуденного рукава налічував 61 в.в.т. До Bacillariophyta належить 51 в.в.т. (84%), Cyanophyta – 6 (10%), Chlorophyta – 3 (5%), Euglenophyta представлений одним видом. Чисельність фітомікробентосу складала 6234 тис.кл/10см², біомаса – 7,3 мг/10см². Інформаційне різноманіття за чисельністю складає 3,32 біт/екз., за біомасою – 3,34 біт/г.

Найчастіше траплялися види: *N. cryptocephala*, *S. hantzschii*, *S. binderanus*, *Cyclotella meneghiniana* Kütz., *M. varians*, *Cocconeis placentula* Ehr., *Diatoma vulgare* Bory, *A. granulata*, *Oscillatoria ucrainica* Vladimir., *O. tenuis*, *O. geminata*, *O. amphibia*,

У Полуденному рукаві фітомікробентос налічував 43 види-індикатори сапробності води. З них, до χ -о-сапробів належить 10 (23%); до β -мезосапробів – 20 (47%); до α -р-сапробів – 13 (30%). Індекс сапробності за чисельністю – 2,56, за біомасою – 2,13. Вода в Полуденному рукаві відноситься до β ''-мезосапробної зони (“слабко забруднена вода”).

В З'єднувальному каналі зареєстровано 50 в.в.т. Переважають Bacillariophyta. До них належить 41 в.в.т. (82%), Cyanophyta – 5 (10%), Chlorophyta – 2 (4%), Euglenophyta – 2 (4%). Чисельність фітомікробентосу складала 4257,07 тис. кл/10см², біомаса – 3,73 мг/10см². Інформаційне різноманіття за чисельністю складає 2,87 біт/екз., за біомасою – 3,07 біт/г. Переважають *N. cryptocephala*, *S. hantzschii*, *S. binderanus*, *O. tenuis*, *O. amphibia*.

Протягом дослідження у фітомікробентосі З'єднувального каналу виявлено 32 види-індикатори сапробності води. Серед них до χ -о-сапробів належить 10 в.в.т. (31%), β -мезосапробів – 14 (44%); до α -р-сапробів – 8 (25%). Значення індексу сапробності за чисельністю – 2,33, за біомасою – 2,98. Отже, вода в З'єднувальному каналі відноситься до α '-мезосапробної зони. Наявність в фітомікробентосі видів з високим індексом сапробності – 2,7, які входять до домінуючого комплексу (*N. cryptocephala*, *S. hantzschii*), вказує на наявність певного антропогенного впливу на екосистему даного водного об'єкту.

Висновки

Проаналізоване якісне, кількісне та інформаційне (Шеннон) різноманіття фітомікробентосу, проведена сапробіологічна характеристика, встановлені категорії та класи якості водного середовища показали унікальність екосистем різнотипних водойм та водотоків Кілійської дельти Дунаю. Всього у фітомікробентосі досліджених водойм виявлено 154 види та внутрішньовидові таксони водоростей, що належать до 5 відділів. Найвищим флористичним різноманіттям (71%) характеризувався Bacillariophyta, Chlorophyta – 11%, Cyanophyta – 9%, Euglenophyta – 8%, Dinophyta – 1%.

Кількісне різноманіття коливалося в межах 4257,07–8241 тис. кл/10см²; 3,27–26,62 мг/10см². Інформаційне різноманіття: за чисельністю – 2,83–4,53 біт/екз.; за біомасою – 2,93–4,50 біт/г.

Отже, на сучасному етапі генезису різнотипних водойм та водотоків Кілійської дельти Дунаю фітомікробентос характеризується високим видовим, внутрішньовидовим, кількісним та інформаційним різноманіттям. Якість води в основному відноситься до β -мезосапробної зони.

1. *Барінова С.С.* Биоразнообразие водорослей – индикаторов окружающей среды / С.С. Барінова, Л.А. Медведева, О.В. Онисимова. – Тель-Авив, 2006. – 498 с.
2. *Водоросли: справочник* / С.П. Вассер, Н.В. Кондратьева, Н.П. Масюк [и др.]. – К.: Наук. думка, 1989. – 608 с.
3. *Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод* / О.М. Арсан, О.А. Давидов, Т.М. Дьяченко [та ін.]. За ред. В.Д. Романенка. НАН України. Ін-т гідробіології. – К.: ЛОГОС, 2006. – 408 с.
4. *Михайлов В.Н.* Гидрология дельты Дуная / В.Н. Михайлов. – М.: ГЕОС, 2004. – 448 с.
5. *Sladeczek V.* System of water quality from biological point of view / V. Sladeczek. – Erg. Limnol. – 1973. – Vol. 7. – P. 1–218.

Е.Ш. Козийчук, В.И. Щербак

Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

ФИТОМИКРОБЕНТОС РАЗНОТИПНЫХ ВОДОЕМОВ И ВОДОТОКОВ КИЛИЙСКОЙ ДЕЛЬТЫ ДУНАЯ

Исследовано качественное, количественное и информационное разнообразие фитомикробентоса разнотипных водоемов и водотоков Килийской дельты Дуная. Проведена сапробиологическая характеристика качества водной среды, установлены категории и классы качества воды.

Ключевые слова: фитомикробентос, многообразие, разнотипные водоемы и водотоки, Килийская дельта Дуная, сапробиологическая характеристика

E.SCH. Kozychuk, V.I. Shcherbak

Institute hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

PHYTOMICROBENTHOS OF RESERVOIRS AND CURRENTS OF KILIYA DELTA OF DANUBE

The paper considers the qualitative, quantitative and information diversity of phytomicrobenthos in various water-bodies and streams of the Danube Kiliya delta. The saprobiological characteristics of water quality has been made, the water-quality categories and classes have been defined.

Key words: phytomicrobenthos, reservoirs and currents, Kiliya delta of Danube, saprobiological description

УДК 574.5 (477.42)

Н.М. КОРНІЙЧУК

Житомирський державний університет ім. Івана Франка
вул. Велика Бердичівська, 40, Житомир 10008, Україна

ОСОБЛИВОСТІ ФОРМУВАННЯ ТАКСОНОМІЧНОГО РІЗНОМАНІТТЯ ФІТОМІКРОПЕРИФІТОНУ р. ТЕТЕРІВ

Розглядається структура водоростевих угруповань, що розвиваються на кам'яних та рослинних субстратах різнотипних ділянок річки Тетерів. Представлені результати дослідження видової спільності альгофлори верхньої, середньої та нижньої частин р. Тетерів.

Ключові слова: фітомікроперифітон, таксономічне різноманіття, видова подібність, різнотипні ділянки, р. Тетерів

Внаслідок промислового і побутового забруднення, розорювання та гідротехнічної меліорації водозборів і заплав, знищення лісів у долинах рік тощо велика кількість водотоків знаходиться на різних стадіях деградації. Якість води в них з року в рік погіршується і багатьом з них загрожує зникнення [5]. Посилення антропогенного пресу на функціонування екосистем річок України, зокрема приток Дніпра, впливає на формування їхх альгоугруповань. Характерний прикладом цього процесу є річка Тетерів, що зазнає впливу міст, а гідротехнічне будівництво на цій річці зумовило створення лотично-лентичних систем з специфічними умовами формування різнотипних водоростевих

угруповань обростань. Разом з тим, таксономічний склад фітомікроперифітону р. Тетерів, її приток та створених на ній водосховищ вивчений лише частково [1].

Мета роботи – встановити особливості формування таксономічного різноманіття фітомікроперифітону різнотипних ділянок р. Тетерів.

Матеріал і методи досліджень

Дослідження проводилися протягом 2003–2009 рр. Проби фітомікроперифітону відбиралися з рослинних та кам'яних субстратів на чітко визначених станціях стаціонарно та під час експедиційних досліджень [2]. Відбір проб, їх фіксація, згущення, камеральне опрацювання, визначення систематичного положення водоростей виконувалися згідно загальновідомих методів [6, 7]. За домінуючі приймалися ті відділи водоростей, видове або кількісне різноманіття яких становило не менше 10% від загального. Одночасно проводили статистичне опрацювання отриманих даних [3].

Результати досліджень та їх обговорення

В обростаннях органічних та неорганічних субстратів ідентифіковано 626 видів водоростей, представлених 687 внутрішньовидовими таксонами (в.в.т.), враховуючи ті, що містять номенклатурний тип виду, відносилися до 7 відділів, 15 класів, 40 порядків та до 203 родів. У видовому складі домінували діатомові водорості – 243 види, представлених 278 в.в.т. та зелені водорості – 231 вид, представлений 246 в.в.т. Евгленові представлені 75 видами (82 в.в.т.). До синьозелених водоростей належав 51 вид представлений 54 в.в.т. У відділах Cryptophyta, Dinophyta та Xanthophyta ідентифіковано 26 видів водоростей, масова частка яких не перевищувала 5%.

На рівні класів провідна роль належала Bacillariophyceae – 35% та Chlorophyceae – 27% відповідно. До Euglenophyceae відносилося 12% в.в.т. обростань, Hormogoniophyceae, Zygnematomphyceae та Fragilariophyceae нараховували 5–6%, а Chamaesiphonophyceae, Chroococcophyceae, Coscinodiscophyceae, Cryptomonadophyceae, Dinophyceae, Xanthophyceae, Prasinophyceae, Charophyceae та Ulvophyceae – 2% відповідно.

Серед порядків домінували Chlorococcales Marchand – 22%, Naviculales Bessey – 16% та Euglenales Butsch. – 11%, а Cymbellales Mann, Fragilariales Silva, Chlamydomonadales Fritsch, Desmidiaceae (Menegh.) Pasch. не перевищували 4–6% відповідно. Провідними родами були Navicula Bory – 6% , Phacus Duj. – 4%, Trachelomonas Ehr. – 4%, Nitzschia Hass. – 3%, Closterium Nitzsch – 3%, Oscillatoria Vauch., Gomphonema (Ag.) Ehr., Stauroneis Ehr., Pinnularia Ehr. та Desmodesmus (Chod.) складала по 2%.

Просторовий розподіл фітомікроперифітону р. Тетерів показав, що найбільшим різноманіттям альгофлори обростань характеризувалися ділянка річки в с. Іванків – 176 в.в.т. та плесо р. Тетерів в с. Ороне – 171 в.в.т, далі в порядку зменшення розміщувалися плесо біля с. Троща, витік р. Тетерів, переказ біля с. Троща, верхній б'єф Чуднівського водосховища, плесо біля с. Чуднів тощо.

Найменшим розвитком фітомікроперифітону характеризувався нижній б'єф Денишівського водосховища – 57 в.в.т., що пов'язано з незначною вегетацією тут рогозу вузьколистого та відносно високою швидкістю течії, за рахунок чого й водоростеві обростання кам'яних субстратів є найбільш біднішими.

Найбільшим видовим різноманіттям характеризувалася нижня ділянка р. Тетерів, що, на нашу думку, пов'язано з відсутністю тут промисловості та з незарегульованістю річки (рис. 1). Аналіз лінії тренда чітко показує, що від витоків до плеса біля с. Троща відбувається збільшення видового різноманіття від 100 до 112 таксонів, далі кількість видів поступово зменшується і вже в районі м. Житомира вона становить 84 таксони рангом нижче роду.

Від плеса біля м. Коростишів відбувається зростання різноманіття, і максимальних значень воно досягає на плесі та переказі в с. Ороне – 118 таксонів. Тобто, водоростеві угруповання обростань річки Тетерів зазнають найбільшого впливу негативних чинників у середній частині річки, про що свідчить зниження видового різноманіття на досліджуваних станціях.

Для встановлення спільності водоростевих обростань різних ділянок р. Тетерів був проведений флористичний аналіз за допомогою коефіцієнту флористичної спільності Серенсена (КФС), значення якого коливалися від 0,35 до 0,77, а його середнє значення становило 0,55.

На верхній річковій ділянці найвищу спільність видового складу фітомікроперифітону мали: с. Носівки, плесо – переказ; Чуднівське водосховище, верхній – нижній б'єфи; річка нижче м. Чуднів, плесо – переказ; Відсічне водосховище, верхній – нижній б'єфи; найбільше розрізнялися витік р. Тетерів та притока р. Таль – 0,35.

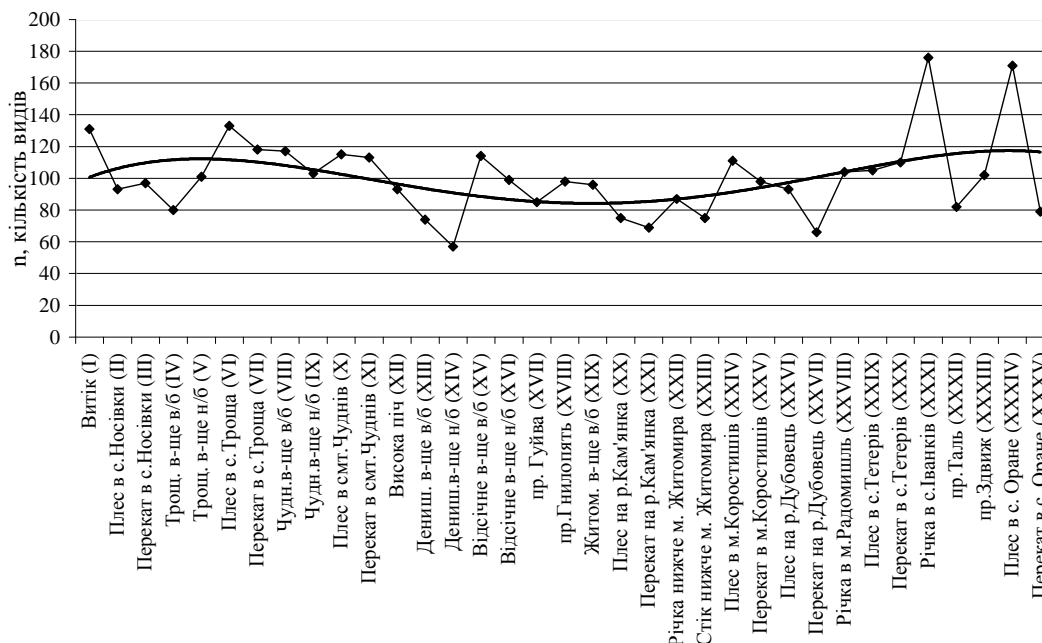


Рис. 1. Динаміка видового і внутрішньовидового різноманіття фітомікроперифітону різних ділянок р. Тетерів

На підставі значень коефіцієнту Серенсена згідно методу групових середніх [4] побудована дендрограма, що ілюструє взаємозв'язки між фітомікроперифітоном верхньої ділянки р. Тетерів (рис. 2). Так, в один кластер об'єднуються верхній та нижній б'єфи Чуднівського водосховища і плесо та пережат нижче м. Чуднів. Спільними з цими станціями є верхній та нижній б'єфи Трошанського водосховища й пережат в с. Троща. Відокремлено на дендрограмі розміщувався витік річки. Крім того, окремий кластер формують плесо та пережат біля с. Носівки. Віддалене розташування на дендрограмі витіку річки, а також станцій в с. Носівки, пов'язане, на нашу думку, з незначним впливом антропогенних чинників, а також з початковими етапами формування фітомікроперифітону досліджуваної річки.

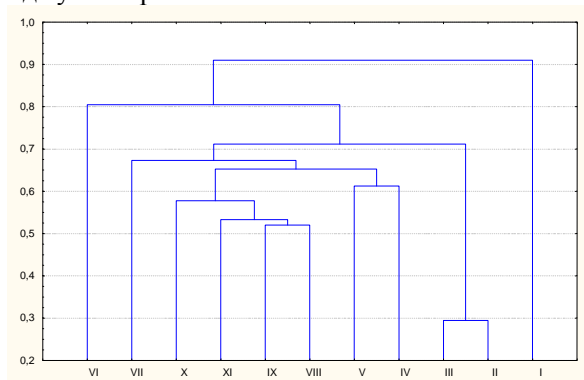


Рис. 2. Дендрограма спільності фітомікроперифітону верхньої частини р. Тетерів: I–XI – станції відбору проб

Дослідження в.в.т. спільності альгофлори середньої частини річки дало змогу встановити, що середнє значення КФС становило 0,58. Побудована дендрограма показала, що в кластер об'єднуються плесо та пережат на річці Кам'янці та 2 станції, розташовані нижче м. Житомира (рис. 3). Цікавим є той факт, що притока р. Кам'янка впадає в Тетерів в районі м. Житомира. Це дає можливість стверджувати про вплив притоки на формування обростань р. Тетерів. Наступний кластер утворюють нижній б'єф Відсічного водосховища, річка Гнилоп'ять та верхній б'єф Житомирського водосховища, що розташовуються послідовно одна за одною.

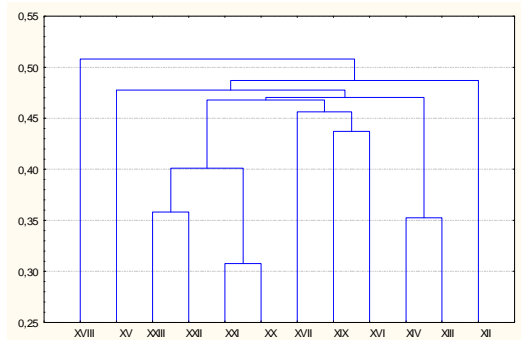


Рис. 3. Дендрограма спільності фітомікроперифітону середньої частини р. Тетерів (станції відбору проб позначені як і на рис. 1)

Дослідження видової подібності альгофлори нижньої ділянки річки показало, що в середньому значення коефіцієнту видової спільності становило 0,47. На побудованій для нижньої ділянки дендрограмі чітко видно, що в кластери, які дуже подібні один до одного, об'єднуються майже всі станції, за винятком фітомікроперифітону річки в с. Іванків та на плесі в с. Ороне, що розташовані найближче до місця впадіння річки в Київське водосховище. Крім того, чітко просліджується об'єднання в кластери пар плесо – перекат (рис. 4).

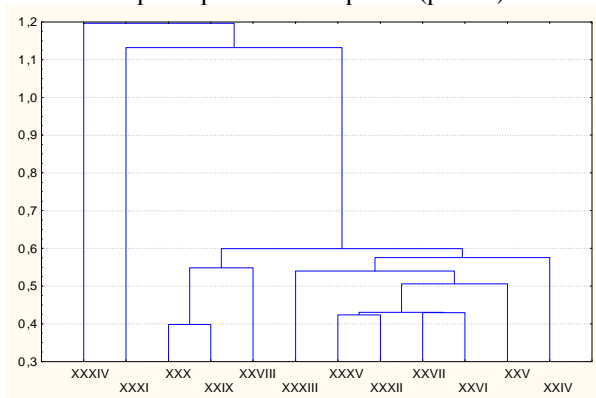


Рис. 4. Дендрограма спільності фітомікроперифітону нижньої частини р. Тетерів (станції відбору проб позначені як на рис. 1).

Висновки

Фітомікроперифітон р. Тетерів досить різноманітний; його водоростеві угруповання відносяться до 7 відділів: Cyanophyta – 8%, Euglenophyta – 12%, Bacillariophyta – 40%, Cryptophyta – 1%, Dinophyta – 2%, Xanthophyta – 1%, Chlorophyta – 36%, представлених 15 класами, 40 порядками та 203 родами. На всіх досліджуваних ділянках річки домінуючими були діатомові та зелені водорості з значною долею синьозелених та евгленових водоростей.

Особливості зниження видового різноманіття фітомікроперифітону в середній ділянці р. Тетерів обумовлені її зарегулювання каскадом водосховищ і антропогенним впливом міст Житомира, Коростишева та Радомишля.

Значення коефіцієнтів Серенсена коливалися в межах 0,38–0,77 та змінювались в залежності від гідроморфологічних особливостей окремих ділянок річки.

1. *Догадіна Т.В.* Характеристика альгофлори різних ділянок р. Тетерева / Т.В. Догадіна // Укр. ботан. журн. – 1975. – Т. 32, № 1. – С. 19–23.
2. *Корнійчук Н.М.* Фітомікроперифітон різнотипних субстратів частково зарегульованої річки (на прикладі річки Тетерів) : автореф. дис. ... канд. біол. наук: 03.00.17 “Гідробіологія” / Н.М. Корнійчук. – Київ, 2007. – 25 с.
3. *Лакин Г.Ф.* Биометрия / Г.Ф. Лакин. – М.: Высшая школа, 1980. – 293 с.
4. *Миркин Б.М.* Фитоценология. Принципы и методы / Миркин Б.М., Розенберг Г.С. – М.: Наука, 1978. – 210 с.
5. *Сніжко С.І.* Гідрохімія та радіогеохімія річок і боліт Житомирської області / С.І. Сніжко, О.О. Орлов, Д.В. Закревський [та ін.]. – Житомир: Волинь, 2002. – 264 с.
6. *Топачевский А.В.* Пресноводные водоросли Украинской ССР / Топачевский А.В., Масюк Н.П. – К.: Вища школа, 1984. – 336 с.
7. *Щербак В.І.* Методи досліджень фітопланктону / В.І. Щербак // Методичні основи гідробіологічних досліджень водних екосистем. – К., 2002. – С. 41–47.

Н.М. Корнийчук

Житомирский государственный университет им. Ивана Франко, Украина

**ОСОБЕННОСТИ ФОРМИРОВАНИЯ ТАКСОНОМИЧЕСКОГО РАЗНООБРАЗИЯ
ФИТОМИКРОПЕРИФИТОНА р. ТЕТЕРЕВ**

Рассматривается структура водорослевых сообществ, которые развиваются на каменных и растительных субстратах разнотипных участков реки Тетерев. Представлены результаты исследований видовой схожести альгофлоры верхнего, среднего и нижнего участков реки Тетерев.

Ключевые слова: фитомикрופерифитон, таксономическое разнообразие, видовое подобие, разнотипные участки, р. Тетерев

N.M. Korniychuk

Zhitomir state university the name of Ivan Franco, Ukraine

**THE FEATURES OF FORMING OF TAXONOMICAL VARIETY OF
PHYTOMIKROPERIPHYTON RIVER TETERIV**

The structure of the epilithic algal communities developing upon the rocky and the plant substrates in the various stretches of the river Teteriv is considered. The results of algae flora species similarities investigations in the upper, middle and lower Teteriv are presented.

Key words: phytomicroperiphyton, taxonomical variety, specific similarity, river Teteriv

УДК 577.125+582.26+665.7.035.7

К.В. КОСТЮК

Тернопільський національний педагогічний університет ім. Володимира Гнатюка
вул. М. Кривоноса 2, Тернопіль 46013, Україна

**ДИНАМІКА ВМІСТУ ВІЛЬНИХ ЖИРНИХ КИСЛОТ У КЛІТИННИХ
МЕМБРАНАХ ВОДОРОСТЕЙ ЗА ДІЇ ТОКСИКАНТІВ**

У статті розглянуто зміни вмісту вільних жирних кислот у клітинних мембранах прісноводних водоростей (*Chlorella vulgaris* Beijer., *Elodea canadensis*, *Lemna minor* L.) під впливом іонів цинку, свинцю і дизельного палива. Обговорено механізми адаптації водоростей до токсикантів за рахунок синтезу і зміни співвідношення вмісту вільних жирних кислот. Отримані показники запропоновано для біоіндикації забруднення прісних водойм важкими металами і дизпаливом.

Ключові слова: прісноводні водорості, важкі метали, дизельне паливо, ліпіди, жирні кислоти

Незважаючи на те, що водорості порівняно з багатьма іншими гідробіонтами є більш стійкими до дії токсикантів, що зумовлено ефективнішим мембранним контролем та меншою чутливістю їх метаболізму до токсикантів, дія важких металів (ВМ) і нафтопродуктів, включно дизпалива (ДП), у високих концентраціях викликає зміни фізіологічного стану і метаболізму у більшості з них [22]. Токсиканти зумовлюють адаптивну перебудову метаболізму, активацію компенсаторних систем, спрямованих на зменшення несприятливого впливу, однак не спричиняють деструктивного впливу на активність ферментних систем [2]. Енергетичні системи клітин водоростей за дії токсикантів генерують необхідну для забезпечення адаптивних процесів кількість енергії, що здійснюється шляхом додаткового синтезу ЖК, які залучаються до функціональних змін ліпідів клітинних мембран як енергетичних субстратів [19, 44].

У зв'язку з тим, що вільні жирні кислоти (ВЖК) є одним з найбільш лабільних компонентів клітин гідробіонтів, метаболізм яких забезпечує первинну відповідь та адаптивні реакції організму на дію токсикантів [12, 15], нами досліджена динаміка жирнокислотного складу клітинних мембран прісноводних водоростей за дії іонів цинку, свинцю та дизпалива.

Матеріал і методи досліджень

Дослідження проводили на хлорелі *Chlorella vulgaris* Beijer., елодеї *Elodea canadensis* і рясці *Lemna minor* L. Хлорелу вирощували в умовах накопичувальної культури в люменостаті при освітленні лампами денного світла (2500 лк) і температурі 20±1°C на живильному середовищі Фітцджеральда в

модифікації Цендера і Горхема (№ 11) [20]. Елодею і ряску вирощували в акваріумах з відстояною водопровідною водою в таких самих умовах. У експериментах до культури рослин в кожному окремому випадку додавали водні розчини ВМ: $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ і $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ з розрахунку на іон: Zn^{2+} – 1,0 мг/дм³, 2,0 і 5,0 мг/дм³; Pb^{2+} – 0,1 мг/дм³, 0,2 і 0,5 мг/дм³, що відповідає 1, 2 і 5 ГДК, а також ДП в кількості 0,01 мг/дм³; 0,05; 0,1; 0,2; 0,3 мг/дм³, що складає 1, 5, 10, 20, 30 ГДК відповідно [6, 11]. Експозиція складала 1, 3, 7 і 14 діб. Контролем були рослини, які росли в середовищі без токсикантів.

Клітинні мембрани виділяли за методом Фіндлея і Еванза [26] з гомогенатів біомаси водоростей, отриманих в механічному гомогенізаторі при 7000 об./хв. у 5 мМ тріс-НCl буфері (pH=7,6), що містить 0,5 М сахарози, 0,005 ЕДТА, 0,01 М KCl та 0,001 М MgCl_2 (співвідношення: сира маса:об'єм буфера – 1:5), центрифугуванням при 5000 об./хв. впродовж 15 хв. Осад, що містить клітинні мембрани, ресуспендували у верхній фазі розчину, отриманого змішуванням двофазної системи розчинів 0,25 М сахарози і 30%-вого поліетиленгліколю (ПЕГ) в 0,2 М розчині фосфату натрію, заздалегідь витриманого 24 год. при 4°C. Суспензію поділили порівно в три полікарбонатні пробірки об'ємом 50 мл, в кожную додавали 10 мл нижньої фази суміші розчинів, змішували і центрифугували при 2000 g 15 хв. в бакет-ротаторі. Мембранний матеріал збирали в міжфазному просторі за допомогою шприца. Всі процедури здійснені при 4°C.

Ліпіди екстрагували хлороформ-метаноловою сумішшю в співвідношенні 2:1 згідно методу Фолча [39]. Неліпідні домішки з екстракту видаляли відмиванням 1% розчином KCl [23]. Виділені ліпіди піддавали прямому метанолізу [28] і аналізували на газорідинному хроматографі «Цвет-500» на полярній фазі – 10%-вий Reoplex-400 на Хроматоні N-AW-DMCS при температурі колонки 190°C, випарювача – 250°C та печі детектора – 200°C. Розрахунок вмісту метилових ефірів жирних кислот в клітинних мембранах водоростей здійснювали методом внутрішньої нормалізації за площиною і висотою піків. Для розрахунку хроматограм використовували інтегруючий пристрій і комп'ютерну програму PhotoM 1.21 dedicated. Відносний вміст окремих жирних кислот визначали за Бартлетом і Айверсоном [34] і розраховували у відсотках від суми всіх жирних кислот.

Отримані результати оброблені методами варіаційної статистики [17].

Результати дослідження та їх обговорення

Найбільш лабільним компонентом мембранних ліпідів є жирні кислоти (ЖК), склад яких може змінюватися в залежності від умов середовища. Тому, важливою адаптивною властивістю метаболізму загалом [15], а у водоростей, зокрема [37], при дії токсикантів є здатність до зміни саме жирнокислотного складу ліпідів.

Згідно отриманих даних, динаміка жирнокислотного складу клітинних мембран водоростей відображає загальні тенденції метаболізму та стан метаболічного гомеостазу клітин. Значне збільшення кількості ЖК свідчить про посилення катаболічних процесів в організмі та мобілізацію жирнокислотних резервів як джерела енергії, або для використання в адаптивних перебудовах метаболізму та структурних компонентів клітин [36]. Зниження вмісту окремих жирних кислот є свідченням їх використання як резервних енергетичних ресурсів організму [32, 40] та участі в синтезі інших адаптивних ЖК [30, 33]. Зазначені тенденції характерні і для водоростей, особливо в умовах стресу, викликаного несприятливою дією таких факторів водного середовища як ВМ та ДП [10, 22].

Аналіз досліджених показників показав специфічні відмінності в складі і кількості структурних і запасних компонентів клітинних мембран при різних типах забруднювачів (табл. 1). Однією з найперших і типових реакцій водоростей на отруєння ВМ та ДП є адаптивне збільшення масової частки загальних ліпідів, зокрема, відмічено істотне зростання рівня фосфоліпідів і триацилгліцеролів у дослідних екземплярів порівняно з контрольними. Подібна адаптивна реакція пов'язана з активацією синтезу мембранних ліпідів при забрудненні води речовинами різної природи [29]. В літературі існують дані про інтенсивність синтезу фосфоліпідів як своєрідного захисту клітин організму від проникнення через їх мембрану токсикантів [46]. Така компенсаторна відповідь мембрани спрямована на зміни її проникності, бо збільшення загального ліпідного складу призводить до ущільнення мембрани, що зменшує непроникність токсикантів у клітини. Це узгоджується з нашими попередніми дослідженнями, які стосувалися вивчення проникності клітинних мембран прісноводних водоростей до токсичних факторів водного середовища [14]. Крім цього встановлено, що за дії токсикантів, відбувається інтенсивний катаболізм білкових компонентів, а це, відповідно, і призводить до збільшення маси ліпідів [16, 31]. Раніше наголошувалося, що зміни у фосфоліпідно-білковому комплексі мембран належить до характерних аномалій, що виникають в клітині під впливом токсикантів [3].

Відношення вмісту ТАГ:ДАГ:ФЛ:НЕЖК у водоростей при дії токсикантів, %

Токсикант	Умови впливу		Вид водорості		
	тривалість дії, доби	концентрація, ГДК	Хлорела	Елодея	Ряска
	Контроль	-	39:31:2:27	42:27:3:28	42:29:3:26
Zn ²⁺	1	1	51:23:2:24	52:23:2:23	45:26:5:24
		5	46:30:2:22	53:24:1:22	47:25:6:22
	3	1	52:28:2:18	45:27:2:26	45:27:4:24
		5	48:30:2:20	51:25:2:22	38:28:6:28
	7	1	44:30:2:24	55:22:3:20	40:26:7:27
		5	44:31:2:23	52:23:4:21	39:25:8:28
	14	1	46:25:2:27	47:27:2:24	47:25:3:25
		5	51:25:2:22	50:24:2:24	45:27:3:25
Pb ²⁺	1	1	38:26:15:21	58:16:8:18	43:29:3:25
		5	30:21:28:21	58:16:8:18	44:30:4:22
	3	1	37:21:25:17	50:21:9:20	38:27:9:26
		5	36:20:26:18	49:18:11:22	41:24:10:25
	7	1	33:22:23:22	52:17:8:23	40:26:9:25
		5	33:17:29:21	50:18:9:23	42:24:9:25
	14	1	40:20:22:18	47:22:8:23	43:24:9:24
		5	39:22:22:17	47:22:8:23	43:25:9:23
ДП	14	1	53:15:10:22	50:23:12:15	49:17:14:20
		5	49:20:15:16	58:17:8:17	48:20:14:18
		10	46:23:16:15	46:17:13:24	46:18:12:24
		20	49:20:13:18	49:20:12:19	52:18:12:18
		30	52:15:13:20	53:18:10:19	51:15:14:20

Адаптивна роль ліпідів визначається модифікаціями їх жирнокислотного складу. Зміни концентрації ВЖК в клітинних мембранах досліджених прісноводних водоростей представлені в табл. 2.

У водоростей домінує пальмітинова кислота, якій належить ключова роль в метаболізмі насичених жирних кислот [13, 37]. Так, для хлорели характерне зростання 16:0 ЖК починається з першої доби дії іонів цинку, навіть при концентрації 1 ГДК. Наступне зростання вмісту цієї кислоти зафіксовано на 7 і 14 доби. Слід відмітити, що зменшення кількості пальмітинової кислоти призводить до зростання вмісту стеаринової кислоти (1 та 3 доби), що узгоджується з літературними даними, згідно яких синтез 18:0 кислоти з 16:0 під дією елонгаз [7]. Зазначимо, що синтез олеїнової ЖК зростає тоді, коли кількість стеаринової ЖК зменшується, за винятком 1 доби (5 ГДК). Зростання кількості олеїнової кислоти зафіксовано на 1 добу, але в основному має місце на 14 добу дії цинку, що ймовірно засвідчує участь ненасичених ЖК в стабілізації мембран.

Для елодеї динаміка ЖК складу має дещо інший характер. Зокрема, вміст пальмітинової ЖК різко зменшується за винятком 14 доби. Це свідчить про використання її клітиною, насамперед для синтезу стеаринової кислоти, вміст якої зростає практично в 3 рази на 7 добу при концентрації 5 ГДК. Поряд з зростанням частки насичених жирних кислот зростає і кількість ненасичених, яка співпадає на 3 і 7 доби при концентрації 1 ГДК. Так само як в хлорели, відмічено зростання олеїнової кислоти протягом 1 доби при всіх досліджуваних концентраціях, що забезпечує оптимальний рівень ліпідного оточення при цій інтоксикації. Відомо, що ненасичені жирні кислоти впливають на проникність, транспортну здатність мембран і активність багатьох мембранозв'язаних ферментів [15].

У ряски виявлено зростання вмісту пальмітинової кислоти на 3 і 7 доби при концентрації 1 ГДК, а стеаринової – на 1 і 14 доби. Збільшення ненасиченості жирнокислотного складу пов'язане, насамперед, з значним збільшенням рівня олеїнової ЖК. Зростання її вмісту відмічено як на 1 добу при концентрації 5 ГДК, так і на 3 добу при концентрації 1 ГДК і звичайно на 14 добу, як і для хлорели. Це свідчить про участь ненасиченої ЖК в стабілізаційних процесах в мембрані протягом всього терміну дії токсиканту.

Іони свинцю, як відомо, порушують обмін речовин і є інгібіторами багатьох ферментів [8, 9, 18]. Тому вони викликають розвиток у водоростей стрес-катаболічного синдрому, який

проявляється у значному збільшенні вмісту ВЖК. Підвищення відносного вмісту пальмітинової кислоти у хлорели при інтоксикації свинцем спостерігається на 1 добу за рівня іонів металу, що відповідає 5 ГДК (табл. 2), та на 14 добу при всіх досліджуваних концентраціях металу. Кількість стеаринової кислоти зростає на 1 добу (1 ГДК) і на 3 добу (1, 5 ГДК). Домінування в мембранах насичених жирних кислот деякі автори [36, 45] розглядають як фактор, що надає мембранам необхідну структурну стабільність за рахунок щільної упаковки вуглеводневих ланцюгів та їх метаболічної інертності шляхом зменшення мікров'язкості. Зростання загальної ненасиченості жирнокислотного складу при дії свинцю відбувається на 7 і 14 добу. Зростання вмісту олеїнової кислоти як представника ненасичених кислот в літературі [24] розглядаються як „миттєва” відповідь, що дозволяє клітинам забезпечити зростання рівня плинності мембран при екстремальних впливах навколишнього середовища.

Таблиця 2

Відношення вмісту 16:0/18:0/18:1 ктслот у водоростей за дії токсикантів, %

Токсикант	Умови впливу		Вид водорості		
	тривалість дії, доби	ГДК	Хлорела	Елодея	Ряска
Zn ²⁺	Контроль	—	33:61:6	49:24:27	50:40:10
	1	1	82:10:8	11:6:83	11:79:10
		5	9:67:24	48:8:44	10:57:33
	3	1	12:85:3	9:43:48	59:20:21
		5	8:89:3	41:38:21	43:50:7
	7	1	90:9:1	24:35:41	82:10:8
		5	61:28:11	32:61:7	56:6:38
	14	1	78:15:7	63:13:24	37:44:19
Pb ²⁺	1	1	6:91:3	58:28:14	40:30:30
		5	54:43:3	35:61:4	7:17:76
	3	1	2:96:2	35:59:6	38:39:23
		5	3:91:6	48:43:9	60:33:7
	7	1	17:24:59	82:13:5	23:35:42
		5	22:29:49	48:24:28	56:13:31
	14	1	50:35:15	58:29:13	8:70:22
		5	56:25:19	93:2:5	49:44:7
ДП	14	1	2:92:6	77:13:10	60:7:33
		5	3:87:10	46:46:8	44:48:8
		10	3:86:11	28:55:17	73:13:14
		20	91:4:5	38:49:13	73:13:14
		30	63:17:20	46:52:2	25:29:46

Для елодеї значне зростання вмісту пальмітинової кислоти зафіксовано на 1 і 7 доби при концентрації 1 ГДК, і на 14 добу, як і у випадку хлорели. До адаптивних реакцій жирнокислотного складу загальних ліпідів при інтоксикації іонами свинцю можна також віднести збільшення вмісту стеаринової кислоти на 1 добу (5 ГДК), 3 (1, 5 ГДК), 7 (5 ГДК) і 14 доби (1 ГДК). Відомо [33], що ця кислота визначає функціональний стан і адаптивні можливості видів, а значне зростання її вмісту є універсальною відповіддю на регуляцію метаболічних процесів при дії стрес-факторів [30]. Цікавим є те, що ці зміни супроводжуються зменшенням кількості олеїнової кислоти протягом всього періоду досліджування і за всіх використаних концентрацій металу.

Дослідження жирнокислотного складу клітинних мембран ряски за дії іонів свинцю засвідчує, що відбувається компенсаторне збільшення вмісту пальмітинової кислоти на 3 і 7 доби (5 ГДК), а стеаринової на 14 добу при всіх досліджуваних концентраціях. Вміст олеїнової кислоти зростає протягом всього експерименту, за винятком 3 і 14 діб (5 ГДК). Зростання вмісту ненасичених жирних кислот узгоджується з їх значенням в енергетичному метаболізмі в умовах стресу, коли вони є субстратом для енергозабезпечення. Функціональне значення збільшення вмісту ненасичених жирних кислот може бути пов'язане, по-перше, з тим, що ненасичені жирні кислоти є активаторами білкової частини молекул мембранних ферментів (різке зменшення ненасиченості жирних кислот компенсується зростанням активності ферментів без зміни їх концентрації) [24]; по-друге, зміна ступеня ненасиченості жирних кислот сприяє підтриманню стійкості клітинних мембран при токсичних впливах. Відомо, що більшість життєвих процесів в організмі водоростей визначається ступенем в'язкості клітинних ліпідів [37, 44]. Збільшення в спектрі ненасичених

жирних кислот відображає їх участь в мембранних процесах, які протидіють зниженню “текучості” ліпідів мембранних клітин, і в свою чергу, забезпечують адаптацію організму до цих змін.

Для повноти характеристики токсичного впливу на жирнокислотний склад клітинних мембран водоростей нами досліджено вплив токсиканту органічного походження – дизпалива. Відомо, що у воді відбувається біодеградація і перетворення нафтопродуктів, що призводять до появи широкого спектру речовин з різними властивостями [1, 21]. При цьому з компонентів ДП найтоксичнішими є ароматичні вуглеводні, що володіють максимальною розчинністю, а серед них найбільш небезпечними є сполуки бензолowego ряду і поліциклічні ароматичні сполуки [35, 43]. У зв'язку з цим дещо інші закономірності в зміні жирнокислотного складу у водоростей спостерігаються при інтоксикації ДП. Дія органічних речовин викликала тенденцію до збільшення частки як насичених, так і ненасичених жирних кислот. Так, у хлорели при концентрації 20, 30 ГДК зростає вміст пальмітинової кислоти (табл. 2), що свідчить про відновлення її вмісту в клітині при високих концентраціях ДП у середовищі. Практично в 3 рази зростає вміст стеаринової кислоти при 1 ГДК, 5, 10 ГДК, що ймовірно зумовлює початкову непроникність клітинної мембрани до токсиканту. Збільшення загальної ненасиченості в цьому випадку досягається збільшенням вмісту моноенової жирної кислоти (олеїнової) при 5 ГДК, 10, 30 ГДК. Цей факт ще раз засвідчує роль ненасичених ЖК в стабілізації стану клітинних мембран.

Дослідження жирнокислотного складу елодеї показало їх високий ступінь насиченості, зокрема за рахунок стеаринової кислоти, кількість якої зростає при концентрації ДП 5 ГДК, 10, 20, 30 ГДК. Збільшення вмісту пальмітинової ЖК зафіксовано лише при концентрації 1 ГДК. Зниження вмісту пальмітинової кислоти при інших концентраціях свідчить про її інтенсивне використання як в процесах ферментативного, так і неферментного пероксидного окислення, інтенсивність якого зростає при антропогенних діях [25, 41]. У ліпідах клітинних мембран елодеї виявлено також помітне зниження рівня ненасичених кислот при сильній хронічній дії ДП, що свідчить про зміну напрямків обміну жирних кислот в бік зростання рівня їх насиченості за рахунок збільшення відносного вмісту насичених жирних кислот, що зумовлюють непроникність ліпідного бішару для токсиканту. Їх адаптивна роль полягає в здатності до зміни ступеня насиченості, і отже, фізико-хімічних властивостей фосфоліпідів і умов функціонування мембранних білків. Зменшення концентрації моноенових кислот в ліпідах при дії ДП може призводити до підвищення в'язкості клітинних мембран, зниження їх функціональної активності і адаптивних можливостей організму в цілому.

Таблиця 3

Коефіцієнт насиченості ЖК

Токсикант	Добба дії	ГДК	Вид водоростей		
			хлорела	елодея	ряска
контроль	—	—	16	3	9
Zn ²⁺	1	1	12	0,2	9
		5	3	1	2
	3	1	32	1	4
		5	32	4	13
	7	1	99	1	12
		5	8	13	2
	14	1	13	3	4
		5	9	4	3
Pb ²⁺	1	1	32	6	2
		5	32	24	0,3
	3	1	49	16	3
		5	16	10	13
	7	1	0,7	19	1
		5	1	3	2
	14	1	6	7	4
		5	4	19	13
ДП	14	1	16	9	2
		5	9	12	12
		10	8	5	6
		20	19	7	6
		30	4	49	1

Результати, отримані при вивченні вмісту жирних кислот клітинних мембран ряски при дії ДП, свідчать про зміну в співвідношеннях насичених і ненасичених кислот. Зростання вмісту пальмітинової кислоти спостерігається при концентраціях 1 ГДК, 10, 20 ГДК, а стеаринової – 5 ГДК. Відомо, що для модифікації мембрани важливим є не тільки зміни вмісту компонентів і їх показників від контролю, а й спрямованість змін [4, 5]. Так, частка моноенових кислот збільшилася за рахунок олеїнової кислоти, що кількісно домінує в складі клітинних мембран практично при всіх концентраціях, за винятком 5 ГДК. Високий вміст ненасичених жирних кислот в мембранах обумовлює низьку в'язкість цих мембран, і відповідно високу метаболічну активність мембранних ферментів [38] порівняно з насиченими, ненасичені ЖК мають нижчі температури плавлення і, коли включені в мембрани, руйнують моношар завдяки їх постійному «закрученому» ацильному ланцюгу [27]. Ці дві характеристики моноенів збільшують текучість біологічної мембрани [34]. Така структура визначає швидше проникнення різних молекул через мембрану, а також оптимальне функціонування мембранних ферментних систем. Враховуючи їх важливу біоефекторну роль, такі зміни можна вважати адаптивно-компенсаторною реакцією на значну по силі стресову дію, що підвищує резистентність організму [38].

Висновки

Отримані результати свідчать про наявність як загальних, так і специфічних реакцій метаболізму на рівні ліпідного обміну у водоростей на дію окремих типів токсикантів. Під впливом токсикантів різної природи на тлі збільшення кількості загальних ліпідів зростає вміст жирних кислот порівняно з контролем, що дозволяє організму підтримувати оптимальний рівень різних біохімічних процесів. Динаміка вмісту жирних кислот в мембранах відображає зміну напрямків їх синтезу, що призводить до утворення тих жирних кислот, які в екстремальних умовах формують адаптаційні системи захисту. Загальна тенденція дії всіх токсикантів зумовлює зростання насичених ЖК на початку експерименту, а ненасичених – в кінці (14 доба). Динаміка концентрації жирних кислот при дії токсикантів спричиняє зміну питомої густини ліпідів і, відповідно, порушує текучість і проникність мембран, з якою пов'язана активність багатьох мембранозв'язаних ферментів, а також функціонування систем пасивного транспорту. Виявлені адаптивні перебудови на клітинному рівні за участю ЖК у прісноводних водоростей сприятимуть розкриттю механізмів стійкості рослин до токсикантів, а також можуть бути використані для біоіндикації забруднення прісних водойм важкими металами і дизпаливом за рахунок збільшення коефіцієнту насиченості для іонів цинку на 7 добу, свинцю – 3 добу, а ДП на 14 добу при максимальній концентрації (5 ГДК (ряска), 20 ГДК (хлорела), 30 ГДК (елодея)).

1. Богдан В.В. Влияние антропогенного воздействия на липидный состав амфипод Белого моря / В.В. Богдан, Т.Р. Руоколайнен, Г.А. Шкляревич // Биологические ресурсы Белого моря и внутренних водоемов Европейского Севера. Тез. межд. конф. – Сыктывкар, 2003. – С. 114.
2. Боднар О.І. Адаптивні властивості водоростей за дії іонів металів : автореф. дис. ... канд. біол. наук. 03.00.17 "Гідробіологія" / О.І. Боднар. – Київ, 2008. – 22 с.
3. Бурлакова Е.Б. Влияние липидов мембран на ферментативную активность / Е.Б. Бурлакова // Липиды. Структура, биосинтез, превращения и функции. – М.: Наука, 1977. – С. 16-27.
4. Бурлакова Е.Б. Роль липидов в процессе передачи информации в клетке / Е.Б. Бурлакова // Биохимия липидов и их роль в обмене веществ. – М.: Наука, 1981. – С. 23-24.
5. Бурлакова Е.Б. Влияние липидов мембран на активность ферментов // Биоокислители в регуляции метаболизма в норме и при патологии / Бурлакова Е.Б., Джалябова М.И., Гвахария В.О. [и др.]. – М.: Наука, 1982. – С. 113-140.
6. Важкі метали як чинник екологічної небезпеки: Метод. указ. / Сост. Ю.А. Холопів. – Самара: САМГАПС, 2003. – 16 с.
7. Васьковский В.Е. Липиды / В.Е. Васьковский // Соросовский образовательный журн. – 1997. – №3. – С. 32.
8. Вредные химические вещества. Справочник / Под ред. В.А. Филова. – Л.: Химия, 1988. – 512 с.
9. Гандзюра В.П. Вплив свинцю і шестивалентного хрому на структуру енергетичного балансу гідри *Pelmatohydra oligactis* / В.П. Гандзюра // Наук. зап. Терноп. держ. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Сер.: Біологія. – 2002. – Т. 2, № 19. – С. 81–85.
10. Горбатюк Л.О. Деякі аспекти токсичної дії важких металів на гідрофіти / Л.О. Горбатюк // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер.: Біологія. – 2006. – № 1. – С. 111–122.
11. Давыдова С.Л. Тяжелые металлы как супертоксиканты XXI века: Учебн. пос. / Давыдова С.Л., Тагасов В.И. – М., 2002. – 140 с.
12. Жукова Н.В. Неметиленразделенные жирные кислоты морских двустворчатых моллюсков: распределение по тканям и классам липидов / Н.В. Жукова // Журн. эволюц. биохим. и физиол. – 1992. – Т. 28, № 4. – С. 434–440.
13. Золотарьова О.К. Перспективи використання мікрроводоростей у біотехнології / О.К. Золотарьова, С.І. Шнюкова, О.О. Сиваш, Н.Ф. Михайленко. – К.: Альтерпрес, 2008. – 234 с.

14. Костюк К.В. Влияние токсикантов на проницаемость мембран у пресноводных водорослей / К.В. Костюк / III Межд. конф.-школа «Современные проблемы физиологии и биохимии водных организмов». 22 – 26 июня 2010. Ин-т биологии КарНЦ РАН, г. Петрозаводск, Республика Карелия, Россия. – Петрозаводск, 2010..
15. Крепс Е.М. Липиды клеточных мембран / Е.М. Крепс. – Л.: Наука, 1981. – 339 с.
16. Курант В.З. Роль білкового обміну в адаптації риб до дії іонів важких металів : автореф. дис. ... докт. біол. Наук. 03.00.10 “Іхтіологія” / В.З. Курант. – Київ, 2003.– 38 с.
17. Лакин Г.Ф. Биометрия / Г.Ф. Лакин. – М.: Высш. школа, 1990. – 352 с.
18. Мартин З. Бионеорганическая химия токсических ионов металлов / З. Мартин / Некоторые вопросы токсических ионов металлов. – М.: Мир, 1993. – С. 25–61.
19. Мельник Д.О. Механізми метаболічної адаптації / Д.О. Мельник, В.О. Михайлівський, С.Д. Мельничук // Укр. біохім. журн. – 2000. – Т. 72, № 4–5. – С. 70–81.
20. Методы физиолого-биохимического исследования водорослей в гидробиологической практике / Ред. А.В. Топачевский. – К.: Наук. думка, 1975. – 247 с.
21. Михайлова Л.В. Регламентация нефти в донных отложениях пресноводных водоемов / Л.В. Михайлова // Совр. пробл. водной токсикол. – Борок, 2002. –С. 117.
22. Пасічна О.О. Газообмін та пігментна система макрофітів за дії іонів міді (II) і марганцю (II) водного середовища : автореф. дис. ... канд. біол. наук. 03.00.17 “Гідробиологія” / О.О. Пасічна. – Київ., 2004. – 22 с.
23. Прохорова М.И. Методы биохимических исследований / М.И. Прохорова. – Л.: Изд.-во ЛГУ, 1982. – 222 с.
24. Соколова Г.П. Липиды биологических мембран / Соколова Г.П., Прохорова М.И. // Нейрохимия – 1983. – Т. 2, № 1. – С. 72.
25. Тойвонен Л.В. Адаптационные изменения в спектрах жирных кислот тканевых липидов сига *Coregonus lavaretus* L. при влиянии антропогенных нагрузок / Л.В. Тойвонен, З.А. Нефедова, В.С. Сидоров, Ю.Н. Шарова // Прикладн. биохим. и микробиол. – 2001. – Т. 37, № 3. – С. 364–368.
26. Финдлей Дж. Биологические мембраны. Методы: Пер. с англ. / Финдлей Дж., Еванз У. – М.: Мир, 1990. – 423 с.
27. Харламова М.А. К вопросу об уточнении понятий чувствительности, устойчивости и стабильности экосистем / Харламова М.А., Новиков М.А. / Биоиндикация и оценка повреждения организмов и экосистем. – Петрозаводск, 1997. – С. 163–167.
28. Цыганов Э.П. Метод прямого метилирования липидов после ТСХ без элюирования с силикагелем / Э.П. Цыганов // Лабор. дело. – 1971. – № 8. – С. 490–493.
29. Чиркова Т.В. Клеточные мембраны и устойчивость растений к стрессовым воздействиям / Т.В. Чиркова // Соросовский образовательный журнал. – 1997. – № 9. – С. 12–17.
30. Шульман Г.Е. Роль ДГК а адаптации рыб. Обзор. / Шульман Г.Е. Юнева Т.В. // Гидробиол. журн. – 1990. – Т. 26, № 4. – С. 43–51.
31. Шульман Г.Е. Использование белка в энергетическом обмене гидробионтов / Г.Е. Шульман, Т.И. Аболмасова, А.Я. Столбов // Успехи совр. биол. – 1993. – Т. 113, № 5. – С. 576–580.
32. Шульман Г.Е. Биоэнергетика гидробионтов / Шульман Г.Е., Финенко Г.А. – К.: Наук. думка, 1990. – 243 с.
33. Шульман Г.Е. ДГК и ненасыщенность липидов у рыб / Шульман Г.Е., Юнева Т.В. // Гидробиол. журн. – 1990. – Т. 26, № 6. – С. 50–55.
34. Bartlett J. Estimation of fatty acid composition by gas chromatography using peak heights and retention time / Bartlett J., Iverson J.L. // Office Analytical Chem. –1966.– Vol. 49, № 1. – P. 21–27.
35. Chawla G. Biochemical studies on the toxicity of linear alkylbenzene sulphonate to *Scenedesmus quadricauda* in culture / G. Chawla, P.N. Viswanathan, S. Devi // Environ. Exp. Bot. – 1987. – Vol. 27, № 3. – P. 311–323.
36. Guschina I. A. Lipids and lipid metabolism in eukaryotic algae / Guschina I.A, Harwood J.L. // Progress in Lipid Research. – 2006. – Vol. 45, № 2. – P. 160–186.
37. Harwood J.L. Lipids for the future – from agro-resources to human health / Harwood J.L., Guschina I.A. // Biochimie. – 2009. – Vol. 91, № 6. – P. 679–84.
38. Hochachka P.W. Biochemical Adaptation: Mechanism and Process in Physiological Evolution / Hochachka P.W., Somero G.N. – New York-London: Oxford University Press US, 2002. – 466 p.
39. Hokin L.E. Studies on the characterization of the sodium-potassium transport adenosine triphosphatase. IX. On the role of phospholipids in the enzyme / Hokin L.E., Hexum T.D. //Arch. Biochem and Biophys. – 1992 – Vol. 151, N 2. – P. 58–61.
40. Kozlova T. Fatty acid composition of endemic Baikal fish and Crustacea / Kozlova T., Khotimchenko S.V. // Comp. Biochem. Physiol. – 1993. – Vol. 105B, N 1. – P. 97–103.
41. Mora-Gutierrez A. Lipid Oxidation in Algae Oil-in-Water Emulsions Stabilized by Bovine and Caprine Caseins / A. Mora-Gutierrez, R. Attaie, H.M. Jr. Farrell // J. Agric Food Chem.– 2010.– Vol. 58, N8. – P. 5131–5139.
42. Morash A.J. Effects of dietary fatty acid composition on the regulation of carnitine palmitoyltransferase (CPT) in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) / A.J. Morash, D.P. Bureau, G.B. McClelland // Comp. Biochem. Physiol. Part B: Biochem. and Molecular Biology. – 2009.– Vol. 152, № 1. – P. 85–93.
43. Reddin A. Effect of oils on cell membrane permeability in *Fucus serratus* and *Laminaria digitata* / A. Reddin, G.N. Prendeville // Mar.Pollut. Bull. – 1981. – Vol.12, № 1. – P. 339–342.
44. Schmid K.M. Lipid metabolism in plants. Chapter 4 / Biochemistry of Lipids, Lipoproteins and Membranes (4th Edn.) / Schmid K.M., Ohlrogge J.B. / Eds. D.E. Vance, J.E. Vance. – Elsevier Science B.V., 2002. – P. 93–126.
45. Sheridan M.A. Changes in the fatty acid composition of steelhead trout, *Salmo gairdneri* Richardson associated with parr-smolt transformation / M.A. Sheridan, W.V. Allen, T.H. Kerstetter // Comp. Biochem. Physiol. – 1985. – Vol. 80, N 4. – P. 671–676.

46. Wang L. Contribution of Cell Outer Membrane and Inner Membrane to Cu^{2+} Adsorption by Cell Envelope of *Pseudomonas putida* 5-x / L. Wang, Q. Zhou, H. Chua // J. Environ. Sc. and Health, Part A. – 2004. – Vol. 39, N 8 – P. 2071–2080.

К.В. Костюк

Тернопольский национальный педагогический университет им. Владимира Гнатюка, Украина

ДИНАМИКА СОДЕРЖАНИЯ СВОБОДНЫХ ЖИРНЫХ КИСЛОТ В КЛЕТОЧНЫХ МЕМБРАНАХ ВОДОРΟΣЛЕЙ ПРИ ДЕЙСТВИИ ТОКСИКАНТОВ

В статье рассматриваются изменения содержания свободных жирных кислот в клеточных мембранах пресноводных водорослей (*Chlorella vulgaris* Beijer., *Elodea canadensis*, *Lemna minor* L.) под воздействием ионов цинка, свинца и дизельного топлива. Обсуждается механизм адаптации водорослей к токсикантам за счет синтеза и изменения соотношения содержания свободных жирных кислот. Полученные показатели предложены для биоиндикации загрязнения пресных водоемов тяжелыми металлами и дизтопливом.

Ключевые слова: пресноводные водоросли, тяжелые металлы, дизельное топливо, липиды, жирные кислоты

K. V. Kostyuk

Ternopil National Volodymyr Hnatiuk Pedagogical University, Ukraine

DYNAMICS OF CONTENT OF FREE FATTY ACIDS IN ALGAE CELL MEMBRANE UNDER THE TOXIC ACTION

In the article the changes of maintenance of free fat acids in the cellular membranes of freshwater algae are examined (*Chlorella of vulgaris* of Beijer., *Elodea of canadensis*, *Lemna of minor of L.*) under act of ions of zinc, lead and fuel-oil. The mechanism of adaptation of algae comes into a question to toxicants due to a synthesis and change of correlation of maintenance of free fat acids. These indicators are proposed to be indicators of contamination in waterways with heavy metals and fuel-oil.

Ke words: freshwater algae, heavy metals, fuel-oil, lipids, fat acids

УДК [597.08] [282.477.63]

В.М. КОЧЕТ

Дніпропетровський національний університет ім. О. Гончара
пр-т Гагаріна, 72, Дніпропетровськ 49010, Україна

СУЧАСНИЙ СТАН ІХТІОФАУНИ МАЛИХ РІЧОК ДНІПРОПЕТРОВСЬКОЇ ОБЛАСТІ

Надана сучасна характеристика іхтіофауни малих річок Дніпропетровської області та водойм, що створені в межах їх акваторій. Установлено закономірності існування угруповань риб, здійснено оцінку ролі комплексу антропогенних чинників, що впливають на стан іхтіоценозу.

Ключові слова: малі ріки, іхтіофауна, екологічний стан

Малі ріки, до яких належать постійнодіючі природні водотоки довжиною від кілометрів до сотень кілометрів, є найбільш розповсюдженим видом водних об'єктів Дніпропетровської області. Вони вкривають густою мережею значні території, які формують ресурси поверхневих вод. Тому малі річки значною мірою впливають на склад води та своєрідність водних біоценозів, особливості гідрологічного і біологічного режиму середніх та великих річок [6]. Інтенсивний антропогенний вплив на ці водотоки обумовлює загальну напруженість у процесах функціонування – іхтіофауни. З іншого боку, формуються адаптивні реакції, які дозволяють дещо (але не в повній мірі) компенсувати наслідки техногенезу. У контексті вищенаведеного, дослідження динаміки розвитку іхтіофауни промислових регіонів є вкрай актуальним для пізнання закономірностей відносин між біотичними компонентами і техногенезом та розробки заходів щодо знешкодження його негативної дії.

Матеріал і методи досліджень

Комплексні іхтіологічні дослідження проводилися на акваторії найбільш значних рік-приток І-ІІ порядку р. Дніпро в межах Дніпропетровської області (р. Самара, р. Оріль, р. Мокра Сура, р. Інгулець, р. Вовча). У період 1984–2009 рр. було відібрано 640 комплексних проб, проаналізовано 3547 екз риб. Дослідження проводилися згідно загальноприйнятих іхтіологічних методик [5, 7, 8].

Результати досліджень та їх обговорення

Сучасний видовий склад іхтіофауни малих та середніх річок Дніпропетровської області формувався декількома шляхами: 1) за рахунок аборигенних видів, що історично мешкали у цих акваторіях; 2) шляхом проникнення представників морської та лиманної фауни з понизь та акваторії Дніпровського водосховища; 3) у процесі проведення інтродукційних робіт при здійсненні рибогосподарської експлуатації.

У складі іхтіофауни малих рік Дніпропетровської області нині виявлено 50 видів. За рахунок проникнення з понизь та Дніпровського водосховища іхтіофауна поповнилася еврибонтними видами, усталеними до поступового підвищення рівня мінералізації. Це: морська голка пухлощока (*Syngnathus nigrolineatus* Eich., 1831), атерина чорноморська (*Atherina boyeri pontica* Eich., 1831), бичок мартовик (кнут) (*Mesogobius batrachocephalus* Pall., 1814), тюлька азово-чорноморська (*Clupeonella cultriventris* Nord., 1840), берш (*Stizostedion volgensis* Gmelin, 1788). Погіршення умов водності, евтрофікація рік Дніпропетровської області призвели до поступового зниження чисельності функціонально важливих представників реофільної екологічної групи. Це: бистрянга російська (*Alburnoides bipunctatus* Berg, 1924), ялець звичайний (*Leuciscus leuciscus* L., 1758), головень звичайний (*Leuciscus cephalus* L., 1758), в'язь (*Leuciscus idus* L., 1758), пічкур звичайний (*Gobio gobio* L., 1758), чехоня звичайна (*Pelecus cultratus* L., 1758). Чисельність цих видів коливається від 0,33 екземпляри на 100 квадратних метрів (надалі екз/100м²) до 1,67 екз/100 м². З групи реофільних видів показує стабільні показники чисельності бичок пісочник (*Neogobius fluviatilis* Pall., 1814) та бичок головац (*Neogobius kessleri* Günt., 1861). Їх чисельність коливається від 7,37 екз/100м² до 44,75 екз/100м².

У результаті неврегульованого промислу й браконьєрства, погіршення умов природного відтворення відносно попереднього періоду досліджень (1931-1975 рр.) знизили чисельність представники ресурсно важливої групи – лящ (*Abramis brama* L., 1758), короп-сазан (*Cyprinus carpio* L., 1758), судак звичайний (*Stizostedion lucioperca* L., 1758). Перші покоління цих видів реєструється одиничними екземплярами з показниками чисельності у літоралі від 0,04 екз/100м² до 0,2 екз/100м².

У загальному списку видів аборигенних риб, що історично мешкали у малих ріках Дніпропетровської області [1-4], існує окрема група, яка нині реєструється одиничними екземплярами на акваторії гирлових ділянок указаних річок. Це: стерлядь (*Acipenser ruthenus* L., 1758), оселедець чорноморсько-азовський прохідний (*Alosa pontica*, Eich., 1838), ялець звичайний (*L. leuciscus leuciscus* L., 1758), білізна звичайна (*Aspius aspius* L., 1758), синець (*Abramis ballerus* L., 1758), рибець звичайний (*Vimba vimba vimba* L., 1758), клепець європейський (*Abramis sapa sapa* Pallas, 1814), чехоня звичайна (*Pelecus cultratus* L., 1758), берш (*Stizostedion volgensis* Gmelin, 1788). Чисельні показники цих видів не встановлені, реєструються вони на основі обстеження аматорського рибальства та за свідченнями рибалок промисловиків. Разом з тим, указані види періодично реєструються в промислі на акваторії основного водотоку – р. Дніпро (Дніпровське водосховище). У силу того, що нині гирлові ділянки рік-приток І порядку більшою мірою належать до акваторії Дніпровського водосховища, питання щодо залучення указаних видів до списку іхтіофауни малих річок залишається суперечним.

Поступово нарощують чисельність, стають функціонально загрозливими види-еврибонти, що мають широкий спектр пристосувальних реакцій. Це: верховка звичайна (*Leucaspius delineatus* Heck., 1843), гірчак звичайний (*Rhodeus sericeus sericeus* Pall., 1776), верховодка звичайна (*Alburnus alburnus* L., 1758), карась сріблястий (*Carassius auratus gibelio* Bloch, 1782), випадкові інтродуценти чебачок амурський (*Pseudorasbora parva* Shleg., 1846) та сонячна риба синьо-зяброва (*Lepomis gibbosus*, L., 1758). Усереднена чисельність даних видів коливається від 3,5 екз/100м² до 209,91 екз/100м². Особливу небезпеку складає чебачок амурський, частка цього виду перевищує 75 % від загальної чисельності іхтіофауни прибережжя.

Незважаючи на існуючу напруженість існування іхтіофауни малих та середніх рік області, досліджені водотоки продовжують зберігати і ресурсний потенціал. Одним з основних формуючих факторів даного потенціалу є вселення рослинних риб у зарегульовані акваторії – ставки, малі водосховища. Це: товстолобик звичайний (*Hypophthalmichthys molitrix* Valen., 1844) товстолобик

строкатий (*Aristichthys nobilis* Richard., 1846), короп (сазан) європейський (*Cyprinus carpio* L., 1758), білий амур (*Stenopharyngodon idella* Valen., 1844). З 24 видів ресурсної групи іхтіокомплексу рік Дніпропетровської області тільки чотири види аборигенної групи – краснопірка (*Scardinius erythrophthalmus* L., 1758), плітка звичайна (*R. rutilus* L., 1758), карась сріблястий (*C. auratus gibelio* Bloch, 1782), окунь звичайний (*Perca fluviatilis* L., 1758) мають стабільні показники чисельності відповідно – 100,81 екз/100м², 29,68 екз/100м² і 129,75 екз/100м².

Акваторії малих та середніх річок та водосховища (ставки), створені на них, продовжують відігравати суттєву роль у процесі збереження видів, що мають охоронний статус. З установлених на сучасному етапі існування іхтіокомплексів малих рік регіону 50 видів риби 25 видів мають міжнародний, європейський та регіональний охоронний статус. З них один вид занесений до Міжнародного Списку Охорони Природи (МСОП), але не має регіонального статусу охоронності – атерина чорноморська (*Atherina boyeri pontica* Eich., 1831).

З видового складу риби, що належать до II й III Списків Бернської конвенції, у межах акваторій малих річок Дніпропетровської області мешкають 20 видів, з яких абсолютна більшість потребує охорони на регіональному рівні, за винятком гірчака (*R. sericeus* Pall., 1776) та верховки (*L. delineatus* Heck., 1843). З видів іхтіофауни, що внесені до Червоної книги України, на акваторіях малих рік зареєстровано 5 видів: мінога українська (*Eudontomyzon mariae* Berg, 1931), стерлядь (*Acipenser ruthenus* L., 1758), карась звичайний (золотий) (*Carassius carassius* L., 1758), минь річковий (*Lota lota* L., 1758), берш (*S. volgensis* Gmelin, 1788). Усі вони потребують особливої охорони у межах Дніпропетровської області.

До Регіонального червоного списку занесені 14 видів риби, 12 з яких нині підтверджують наданий раніше статус, за винятком голяна озерного (*Phoxinus phoxinus* Pall., 1881) і йоржа донського (носаря) (*Acerina acerina* Guld., 1775). Особливої уваги потребують види, які не мають розповсюдження у межах Дніпровського водосховища, але реєструються у малих ріках – мінога українська (*E. mariae* Berg, 1931), карась звичайний (золотий) (*C. carassius* L., 1758).

Висновки

1. Іхтіофауна малих рік регіону перебуває у напружених умовах існування. Особливо це стосується аборигенного, вихідного іхтіокомплексу, зокрема, функціонально та ресурсно важливих видів риби.
2. Діючий статус охоронності видів риби-мешканців малих рік регіону, які належать до Регіонального червоного списку, потребує перегляду (удосконалення), оскільки не відбиває реальних потреб цих видів щодо їх збереження.
3. Поширення функціонально загрозливих видів, насамперед, чебачка амурського, гірчака, карася сріблястого набуває прогресуючого характеру і становить певну загрозу для усталеності іхтіофауни.
4. Отримані матеріали свідчать як про напружений стан умов формування іхтіокомплексів малих рік, так і про наявність адаптивних реакцій компонентів іхтіоценозу. Тому оптимізація процесу відновлення іхтіофауни можлива тільки на основі відповідних детальних досліджень та відповідних обґрунтувань.

1. Беляев Л.Д. Ихтиофауна низовьев притоков среднего течения Днепра / Л.Д. Беляев // Вестник научно-исследовательского института гидробиологии. – 1960. – Т. XII. – С. 14–16.
2. Біологічне різноманіття України. Дніпропетровська область. Круглороті. Риби (Монографія) / В.Л. Булахов, Р.О. Новицький, О.Є. Пахомов [та ін.] – Дніпропетровськ: ДНУ, 2008. – 304 с.
3. Короткий Й.І. Іхтіофауна порожистої частини р. Дніпра та її зміни під впливом побудовання греблі Дніпрельстану / Й.І. Короткий // Вісник Дніпропетровської гідробіологічної станції. – 1937. – Т. II. – С. 133–141.
4. Кочет В.М. Видовий склад фауни риби р. Самара на сучасному етапі існування іхтіоценозу / В.М. Кочет // Вісник Дніпропетровського університету. Серія: Біологія, екологія. – 2006. – Т. 1, № 3. – С. 90–95.
5. Кузнецов В.Л. Количественный учет молоди в водохранилищах и озерах (Методические подходы и возможности) / В.Л. Кузнецов // Типовые методики исследования продуктивности видов рыб в пределах их ареалов – Вильнюс, 1985. – Ч. 5. – С. 26–35.
6. Мережко А.И. Структурно-функциональные характеристики экосистем малых рек Украины и пути их оптимизации / А.И. Мережко, И.И. Тимченко, А.П. Пасичный. – К., 1988. – С. 2.
7. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / О.М. Арсан, О.А. Давидов, Т.М. Дьяченко [та ін.]: Ін-т гідробіології НАНУ. – К., 2006. – 406 с.
8. Правдин И.Ф. Руководство по изучению рыб (преимущественно пресноводных) / И.Ф. Правдин. – М.: Пищ. пром-сть, 1966. – 376 с.

В.М. Кочет

Днепропетровский национальный университет им. О.Гончара, Украина

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ИХТИОФАУНЫ МАЛЫХ РЕК ДНЕПРОПЕТРОВСКОЙ ОБЛАСТИ

Представлена современная характеристика ихтиофауны малых рек Днепропетровской области и водоемов, которые созданы в границах их акваторий. Установлены закономерности существования сообществ рыб, дана оценка роли комплекса антропогенных факторов, которые влияют на состояние ихтиоценоза.

Ключевые слова: малые реки, ихтиофауна, экологическое состояние

V.M. Kochet

Oles Honchar Dnipropetrovsk National University, Ukraine

MODERN STATE FISHES OF THE SMALL RIVERS OF DNIEPERPETROVS'K AREA

Modern characteristic of ichthyofauna of small rivers' and reservoirs within their areas in Dnieperpetrovsk region is presented. On the basis of long-term research the regularities of existence of fish communities was determined and the estimation of anthropogenic factors role affected the ichthyocenosis was established.

Key words: small rivers, fishes, ecological state

УДК 639.311:631.8

С.А. КРАЖАН, Т.В. ГРИГОРЕНКО, Н.П. ЧУЖМА, А.М. БАЗАСВА, С.А. КОБА

Інститут рибного господарства НААН України

вул. Обухівська, 135, Київ 03164

НЕТРАДИЦІЙНІ ОРГАНІЧНІ ДОБРИВА У ФОРМУВАННІ ПРИРОДНОЇ КОРМОВОЇ БАЗИ ТА РИБОПРОДУКТИВНОСТІ ВИРОЩУВАЛЬНИХ СТАВІВ

Встановлено, що внесення у вирощувальні стави пивної дробини позитивно впливає на розвиток природної кормової бази. Середньосезонні біомаси фітопланктону знаходилися на рівні 4,88-10,79 мг/дм³; зоопланктону – 8,10-10,52 г/м³; зообентосу – 0,77-1,77 г/м².

Ключові слова: фітопланктон, зоопланктон, зообентос, нетрадиційне добриво

У існуючих технологіях вирощування риби в ставових господарствах однією з основних складових є внесення мінеральних і органічних добрив, які необхідні для підвищення розвитку природної кормової бази. Враховуючи те, що ціни на мінеральні добрива постійно зростають, а органічних добрив не вистачає у зв'язку з різким скорочення поголів'я худоби, а сучасний стан заготівлі та збереження перегною не забезпечує очищення його від різного роду включень, виникає проблема пошуку і заміни цих добрив. З огляду на екологічну безпеку рибництва використання традиційного комплексу мінеральних і органічних добрив тваринного походження нині в більшості європейських країн не практикують. Все це спонукало до пошуку нових екологічно безпечних, порівняно дешевих добрив та розроблення науково обґрунтованих методів їх застосування. Останнім часом все актуальнішим стає застосування нетрадиційних добрив у вигляді вторинних ресурсів переробних галузей [4, 8, 11]. Звернуто увагу і на побічний продукт пивоварного виробництва – пивну дробину, яка містить у своєму складі органічні і мінеральні речовини і може стати альтернативним органічним удобрювачем в рибних господарствах України.

Метою роботи було вивчити розвиток природної кормової бази при застосуванні у різних комбінаціях та дозах пивної дробини як нетрадиційного органічного добрива.

Матеріал і методи досліджень

Дослідження проводилися у 6 експериментальних вирощувальних ставках дослідного господарства "Нивка" ІРГ НААНУ з незалежним водопостачанням. Площа кожного ставу 0,5 га, середня глибина 1,2 м. Досліди проводили у трьох варіантах при двократній повторності. Добрива вносили на початку вегетаційного періоду (навесні) по ложу (дну) ставів, а потім у другій половині липня по

воді. Усього за вегетаційний період було внесено добрив: в стави I варіанту – пивну дробину в кількості 4 т/га; в стави II варіанту – пивну дробину в кількості 2 т/га + перегній великої рогатої худоби у кількості 2 т/га. Контролем були стави (III варіант дослід), у які нічого не вносили.

Стави зариблювали 4-х добовою личинкою коропа від заводського відтворення, щільність посадки у всіх ставах була однаковою і складала 50,0 тис.екз/га. Для попередження та з метою боротьби з заростанням вищою водною рослинністю у стави підсаджували дволіток білого амура з розрахунку 60,0 екз/га. Молодь риби розпочинали підгодовувати в кінці липня на початку серпня кормом рецепту К-5510/23 (вміст протеїну 17%).

Протягом періоду вирощування риби сліdkували за температурним та кисневим режимами ставів. Гідробіологічні та гідрохімічні проби відбирали два рази на місяць. Відбір та обробку проб проводили за загальноприйнятими методиками [1, 2, 10]. Обробку гідрохімічних проб здійснювала лабораторія екологічних досліджень ІРГ. При визначенні якісного складу організмів використовували визначники [3, 5–7].

З метою визначення санітарно-біологічного стану водойм використовували: видовий склад фіто- та зоопланктону, їх чисельність, наявність видів-індикаторів у списках індикаторних видів фітопланктону і зоопланктону [9]. Індeksi сапробності визначали за методом Пантле і Бука у модифікації Сладечека [12, 13].

Результати досліджень та їх обговорення

Температура води у експериментальних ставах (з травня до вересня) коливалася у межах 16,0–24,4⁰С з вищими показниками у липні та серпні. Вміст розчиненого у воді кисню був не нижче 2,5 мг О₂/дм³. Гідрохімічний режим ставів протягом вегетаційного сезону в цілому був задовільним.

Фітопланктон експериментальних вирощувальних ставів був представлений 162 таксонами, які належать до 6 відділів: синьозелені *Cyanophyta*, *Euglenophyta*, *Dinophyta*, *Bacillariophyta*, *Chlorophyta* та золотисті *Chryzophyta*. Основу флористичного спектру у вирощувальних ставах складали зелені (від 59% до 68%), переважно хлорококові водорості, решта припадала на діатомові (9,0–14,4 %), евгленові (10,0–13,5%) та синьозелені (10,8–11,0%). Інші групи водоростей не перевищували 4%. Характерною особливістю фітопланктону усіх варіантів досліду є те, що протягом періоду дослідження основу чисельності формували синьозелені водорості (64,0–73,3%), зелені були на другому місці (24,0–27,2%).

У ставах I та II варіантів на початку вирощування риби біомаси фітопланктону знаходились у межах 2,89–4,59 мг/дм³. Провідною групою у цей період були зелені водорості. У червні та липні у дослідних ставах продовжували вегетувати за біомасою зелені водорості, серед яких провідна роль належала хлорококовим (від 0,05 мг/дм³ до 4,47 мг/дм³). До складу домінуючого комплексу входили види родів *Scenedesmus*, *Dictyosphaerium* та *Pediastrum*.

На початку серпня відбувається зміна цього комплексу і першочергове місце займають синьозелені водорості, чисельність яких сягала 19,3–144,7 млн.кл./дм³, а біомаса 4,70–14,28 мг/дм³. Домінували види родів *Oscillatoria*, *Anabaena*, *Aphanizomenon*.

Наприкінці вегетаційного періоду головна роль у формуванні біомаси фітопланктону в ставах I та II варіантів досліду належала видам, що відносяться до відділів: *Euglenophyta*, *Cyanophyta* та *Chlorophyta*. Їх частка в ставах становила 23–33%, від біомаси фітопланктону.

За середньосезонними показниками біомаси фітопланктону в цих варіантах досліду провідне місце займали зелені (38,8–39,5%), синьозелені (22,9–35,6%) та евгленові (17,2–27,3 %).

Видове різноманіття планктонних водоростей контрольних ставів (III варіант) істотно не відрізнялось від такого в дослідних ставах (I та II варіанти). На початку вегетаційного сезону від кінця травня до початку червня відмічали зниження розвитку фітопланктерів від 1,88 мг/дм³ до 0,38 мг/дм³, а потім за рахунок зелених та синьозелених водоростей відбувалось поступове наростання їх біомаси до 8,31 мг/дм³ у серпні. Протягом вегетаційного періоду чисельність фітопланктону у контрольних ставах коливалась від 0,6 млн.кл./дм³ до 53,04 млн.кл./дм³. За середньосезонними показниками біомаси провідне місце займали зелені (34,5%), синьозелені та діатомові водорості були майже на однаковому рівні, відповідно 23,4% та 22,8%.

У середньому за вегетаційний сезон кількісний розвиток фітопланктону в ставах I варіанту дослідів був у 2,9 рази вищим за чисельністю та у 2,2 рази за біомасою, ніж в ставах II варіанту дослідів та відповідно у 4,4 і 2,8 рази вище, ніж в ставах III варіанту (табл.).

Середні за сезон показники розвитку планктонних і бентосних угруповань у вирощувальних ставках рибгоспу “Нивка”, 2009 р.

Варіанти досліду	Фітопланктон, мг/дм ³	Зоопланктон, г/м ³	Зообентос, г/м ²
I	10,79±3,75	10,52±2,81	1,76±1,24
II	4,88±1,99	8,10±1,73	0,77±0,45
III (контроль)	3,87±1,15	4,83±1,95	0,24±0,20

Якісний склад зоопланктону в ставках усіх варіантів був подібний і представлений трьома основними групами – *Rotatoria*, *Copepoda* та *Cladocera*.

Упродовж періоду дослідження у дослідних ставках (I, II варіанти) було виявлено 17–20 видів, включно коловерток – 9, веслоногих рачків – 2, гіллястовусих ракоподібних – 10; у контрольних ставках (III варіант досліду) виявлено 15 видів зоопланктерів, з яких коловерток – 6, веслоногих – 1, гіллястовусих ракоподібних – 8 видів. При цьому домінуючими видами серед коловерток були – *Brachionus calyciflorus* (Pallas), *Asplanchna priodonta* (Gosse), *Euchlanis dilatata* (Ehrenberg); гіллястовусих ракоподібних – *Polyphemus pediculus* (Linne), *Daphnia longispina* (Muller), *Moina rectirostris* (Leydig), *Chydorus sphaericus* (Muller); веслоногих раків – *Acanthocyclops viridis* (Jurine), їх наупліальні та копеподитні стадії розвитку.

Динаміка розвитку зоопланктону в усіх вирощувальних ставках подібна. Проте, слід відмітити, що у дослідних ставках розвиток зоопланктону як за чисельністю, так і за біомасою вищий за контрольні стави протягом усього вегетаційного періоду. Середні за сезон показники біомаси зоопланктону у дослідних ставках були на рівні 8,10–10,52 г/м³, у контрольних – 4,83 г/м³ (табл.).

У складі зоопланктону домінували гіллястовусі ракоподібні – 64,7–76,0 %, веслоногі рачки займали 21,7–39,7 %, коловертки – 0,8–2,5 %. Максимум у розвитку зоопланктерів в ставках усіх варіантів припадає на червень, в основному, за рахунок інтенсивного розвитку гіллястовусих ракоподібних (98,5–99,8%). У наступні місяці спостерігається тенденція до зниження біомаси гідробіонтів. У липні та серпні біомаса зоопланктону в ставках I варіанту коливалася від 3,24 г/м³ до 12,44 г/м³; II – від 2,36 г/м³ до 9,17 г/м³; III – від 0,39 г/м³ до 3,69 г/м³. Восени чисельність і біомасу зоопланктону формували, переважно, веслоногі раки (дорослі особини *Acanthocyclops viridis* та їх копеподитні стадії). Біомаси у цей період у дослідних ставках були на рівні 7,55–8,0 г/м³, у контрольних – 3,69 г/м³. Основу бентофауни в ставках усіх варіантів складали цінні у кормовому значенні личинки хірономід (до 51,7–96,4% чисельності та 68,8–98,9% біомаси). Слід відмітити, що у ставках II та III варіантів значна частка припадала на круглі черви (до 36,4–41,7 % чисельності та 7,8–9,7 % біомаси). Розвиток донної фауни характеризувався помірним розвитком, з кращими показниками в ставках I та II варіантів. Висока кількість донних безхребетних відмічалася у червні. До серпня-вересня під впливом пресу риб і вильоту комарів донна фауна різко збіднюється. Кількісний розвиток зообентосу в середньому у дослідних ставках був на рівні – 166,5–310,9 екз/м² за чисельністю та 0,77–1,76 г/м² за біомасою, у контрольних відповідно – 33,3 екз/м² та 0,24 г/м².

Більшість видів індикаторів у ставках всіх варіантів досліду як за фітопланктоном, так і за зоопланктоном належала до групи β -сапробів. Згідно отриманих результатів вода дослідних і контрольних ставів відноситься до β -мезасапробної зони, розряду “задовільної” та “помірно-забрудненої”. Індекси сапробності (S_b) дослідних ставів змінювалися протягом вегетаційного сезону в межах 1,92–2,05, контрольних 1,87–2,02 за фітопланктоном і відповідно – 1,32–2,7 та 1,65–2,5 за зоопланктоном.

Аналіз живлення молоді коропа показав, що риба у всіх варіантах досліду (найменше у III варіанті) була забезпечена природним кормом. Вміст природного корму у кишкових трактах молоді коропа у всіх варіантах знаходився у межах 36,33–83,18% з вищим відсотком у липні (від 53,02% до 83,18%). Починаючи з серпня у кишечниках риб відмічався штучний корм, частка якого в середньому складала від 12,8% до 37,8%. Індекси наповнення кишкових трактів молоді коропа коливалися у межах від 289,3‰ до 623,9‰.

При обловах середня маса цьоголіток малолускатого коропа складала у дослідних ставках 30,4–31,5 г, у контрольних – 22,0 г, вихід, відповідно, 37,3–48,6% та 21,0%. Рибопродуктивність коропів у дослідних ставках була 470,4–725,5 кг/га, у контрольних – 230,0 кг/га. Загальна рибопродуктивність становила у I варіанті досліду 944,1 кг/га, II – 584,4; III – 300,0 кг/га.

Висновки

Застосування пивної дробини як нетрадиційного органічного добрива спричиняє позитивний вплив на розвиток природної кормової бази та рибопродуктивність вирощувальних ставів. Встановлено збільшення розвитку планктонних і бентосних організмів в дослідних ставах порівняно з контрольними у 1,3–3,2 рази. Кращий розвиток кормових гідробіонтів характерний для ставів І варіанту досліду. За сапробіологічною характеристикою вода експериментальних ставів при застосуванні нетрадиційного добрива належить до β -мезосапробної зони розряду “задовільно чиста” та “помірно забруднена”, що характерно для рибогосподарських водойм. Загальна рибопродуктивність у дослідних ставах була на рівні 584,4–944,1 кг/га, що у 1,9–3,2 рази вище, ніж у контролі.

1. Жадин В.И. Методика изучения донной фауны водоемов и экологии донных беспозвоночных / В.И. Жадин // Жизнь пресных вод СССР. – М.-Л.: Изд-во АН СССР, 1956. – Т. 4. – С. 279–382.
2. Киселев И.А. Методы исследования планктона / И.А. Киселев // Жизнь пресных вод СССР. – М.-Л.: Изд-во АН СССР, 1956. – Т. 2. – С. 183–265.
3. Кутикова Л.А. Коловратки фауны СССР / Л.А. Кутикова – Л., 1970. – 744 с.
4. Куцко Л.А. К вопросу использования отходов сахарного производства (дефеката) для удобрения рыбоводных прудов / Л.А. Куцко // Вопросы рыбного хозяйства Беларуси. – Минск. – 2003. – Вып. 19. – С. 159–163.
5. Мануйлова Е.Ф. Ветвистоусые рачки (Cladocera) фауны СССР / Е.Ф. Мануйлова. – М.-Л., 1964. – 326 с.
6. Определитель пресноводных беспозвоночных Европейской части СССР. – Л.: Гидрометеиздат, 1977. – 510 с.
7. Пресноводные водоросли Украинской ССР / Топачевский А.В., Масюк Н.П.; под ред. М.Ф. Макаревич. – К.: Вища школа, 1984. – 336 с.
8. Столович В.Н. О возможности использования фосфогипса для удобрения рыбоводных прудов // В.Н. Столович, В.А. Лебедева, Н.Н. Гадлевская М.Н. Тютюнова // Вопросы рыбного хозяйства Беларуси. – Минск, 2002. – Вып. 18. – С. 37–42.
9. Унифицированные методы исследования качества вод. – М.: СЭВ, 1977. – 228 с.
10. Усачев П.И. Количественная методика сбора и обработки фитопланктона / П.И. Усачев // Труды всесоюз. гидробиол. общества. Т. 11. – М.: Изд-во АН СССР, 1961. – С. 411–415.
11. Цьонь Н.І. Стимулювання розвитку планктону в ставах зерновою бардою при вирощуванні цьоголіток коропа в полікультурі / Цьонь Н.І., Базаєва А.М. // Рибогосподарська наука України. – К., – 2009. – № 4. – С. 124–130.
12. Pantle R. Die biologische Oberwachung der Gewasser und darstellung der Ergebnisse / Pantle R., Buck H. // Gas und Wasserfach. – 1955. – Vol.96, №18. – 604 p.
13. Sladeczek V. System of water quality from the biological point of view / V. Sladeczek // Ergebnisse der Limnologie. – 1973. – Vol. 7, N 1. – P. 1–128.

С.А. Кражан, Т.В. Григоренко, Н.П. Чужма, А.М. Базаєв, С.А. Коба

Институт рыбного хозяйства НААН Украины, Киев

НЕТРАДИЦИОННЫЕ ОРГАНИЧЕСКИЕ УДОБРЕНИЯ В ФОРМИРОВАНИИ ЕСТЕСТВЕННОЙ КОРМОВОЙ БАЗЫ И РЫБОПРОДУКТИВНОСТИ ВЫРОСТНЫХ ПРУДОВ

Установлено, что внесение в пруды пивной дробины положительно влияет на развитие естественной кормовой базы. Среднесезонные биомассы фитопланктона были на уровне 4,88–10,79 мг/дм³; зоопланктона – 8,10–10,52 г/м³; зообентоса – 0,77–1,77 г/м².

Ключевые слова: фитопланктон, зоопланктон, зообентос, нетрадиционное удобрение

S.A. Krazhan, T.V. Grigorenko, N.P. Chuzhma, A.M. Bazaev, S.A. Koba

Institute Fish Industry of NAAS of Ukraine, Kyiv

UNTRADITIONAL ORGANIC FERTILIZERS ARE IN FORMING OF NATURAL FEED BASE AND PRODUKTION OF FISHES OF EXCRESCENCE PONDS

It is established that entering into ponds of beer pellet positively influences on development of natural feed base. Average for the season of biomass of a phytoplankton was up to standard 4,88–10,79 mg/dm³; zooplankton – 8,10–10,52 g/m³; zoobenthos – 0,77–1,77 g/m².

Key words: phytoplankton, zooplankton, zoobenthos, untraditional fertilizer

УДК [(546.39+546.17):597.551.2](285.3)

Ю.М. КРАСЮК, О.С. ПОТРОХОВ, О.Г. ЗІНЬКОВСЬКИЙ

Інститут гідробіології НАН України

пр-т Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210

ЗМІНИ СПЕКТРУ БІЛКІВ ПЛАЗМИ КРОВІ КОРОПОВИХ ВИДІВ РИБ ПІД ВПЛИВОМ СПОЛУК МІНЕРАЛЬНОГО АЗОТУ

Наведені результати досліджень тривалої дії мінерального азоту на кров дворічок коропа і білого амура. Показано, що під впливом алохтонного азоту підвищувався вміст аміаку та нітритів у плазмі крові. Відмічені зміни фракційного складу білків плазми крові.

Ключові слова: короп, білий амур, мінеральний азот, фракції білків

Відомо, що під впливом сполук мінерального азоту суттєво змінюється фізіолого-біохімічний статус риб [2, 5], а аміак, іони амонію та нітрити вільно проникають через епітелій зябер в організм риб [6]. В міру зниження температури води наприкінці вегетаційного періоду спрямування обміну речовин риб суттєво змінюється, а активність ферментативних процесів уповільнюється. Тому в цих умовах токсичність сполук мінерального азоту має особливі риси. Переважна роль в процесах виведення надлишкового аміаку та іонів амонію з організму притаманна плазмі крові. У зв'язку з цим під впливом азотистих сполук суттєво змінюється фракційний склад білків в цій рідині.

Метою роботи було визначити характер пристосувальних реакції риб до дії високих концентрацій іонів амонію та нітритів на показники плазми крові риб при закінченні вегетаційного періоду з пониженням температури води.

Матеріал і методи досліджень

Експерименти проведено на Білоцерківській експериментальній гідробіологічній станції Інституту гідробіології НАН України. Біологічним матеріалом слугували дволітки коропа *Cyprinus carpio* L. масою 200 г та білого амура *Ctenopharyngodon idella* Val. масою 150–200 г.

Риб протягом 3 місяців утримували у 2 ставках з різним вмістом сполук мінерального азоту. За весь період спостережень загибелі риб не відмічено. Температура води за період досліджень з серпня до жовтня була в межах 24–12°С. Концентрація сполук алохтонного азоту в воді складала: в дослідному ставку – 16,4–18,6 мг N/дм³ (16–19 ГДК_{рибгосп.}) за іонами амонію, включно аміаку 0,07–0,34 мг N/дм³ (1–7 ГДК), нітритів – 0,67–0,71 мг N/дм³ (7 ГДК); в контрольному ставку – не перевищувала 0,1 мг N/дм³, < 0,01 мг N/дм³, < 0,01 мг N/дм³ відповідно. Величина рН води контрольного ставка була 8,0–8,2, дослідного – 7,6–7,9.

Вміст аміаку в плазмі крові визначали за Н.П. Львовим [3]. Електрофорез плазми проводили в поліакриламідному гелі згідно В.Н. Тітова та В.А. Амелюшкиної [8]. Як стандарти для визначення рухливості фракцій білку було вибрано сироватковий альбумін (Sigma), дріжджова РНК-аза та капсидні білки вірусів з відомою молекулярною масою.

Отримані результати оброблено статистично за програмою Statistica 5.5.

Результати досліджень та їх обговорення

Як показали наші дослідження, вміст аміаку та нітритів в плазмі крові дволіток коропа та білого амура під впливом високих концентрацій сполук алохтонного азоту (NH_4^+ – 16–19; NH_3 – 1–7; NO_2^- – 7 ПДК_{рибхоз.}) значно перевищували контрольні показники. Так, вміст аміаку в плазмі коропа після закінчення вегетаційного періоду з пониженням температури зріс в 2,3 рази, а у білого амура – в 2,4 рази порівняно з контролем. Вміст нітритів у плазмі перевищував контрольні значення у коропа в 7,6 разів, а у білого амура – в 7,9 разів.

Білки плазми крові риб виконують низку важливих функцій, а саме, транспортну, дихальну, захисну тощо [7]. Їх вміст може широко змінюватися в залежності від дії різних чинників середовища. Однією з відповідних адаптивних реакцій організму на вплив токсикантів може бути збільшення інтенсивності обміну речовин. Збільшення активності метаболізму призводить до зростання активності транспорту низки речовин, включно тиреоїдних гормонів, холестерину, тригліцеридів та ін. Цей транспорт переважно здійснюється завдяки участі білків альбумінової фракції плазми крові. Крім того, під токсичним навантаженням мобілізується частина білків білих м'язів, які надходять у кров та переносяться нею як енергетичний резерв [1, 4].

Нами відмічено, що у дволіток коропа та білого амура суттєво змінювався спектр білків плазми крові завдяки дії високих концентрацій неорганічного азоту. У них порівняно з контролем помітно зростала фракція високомолекулярних білків (α -глобулінів) (рис. 1). Оскільки ця фракція містить основні ферменти плазми, то це свідчить про активацію ферментативних процесів, що спрямовані на детоксикацію та екскрецію токсикантів, зокрема аміаку та нітритів.

Змінюється також і кількість фракцій білків у плазмі крові, їх співвідношення та відносний вміст. Найбільш суттєво це помітно в низькомолекулярній частині фракцій глобулінів. Так, β - та γ -глобуліни плазми контрольних коропів та білих амурів мають одну фракцію, а піддослідних – три фракції.

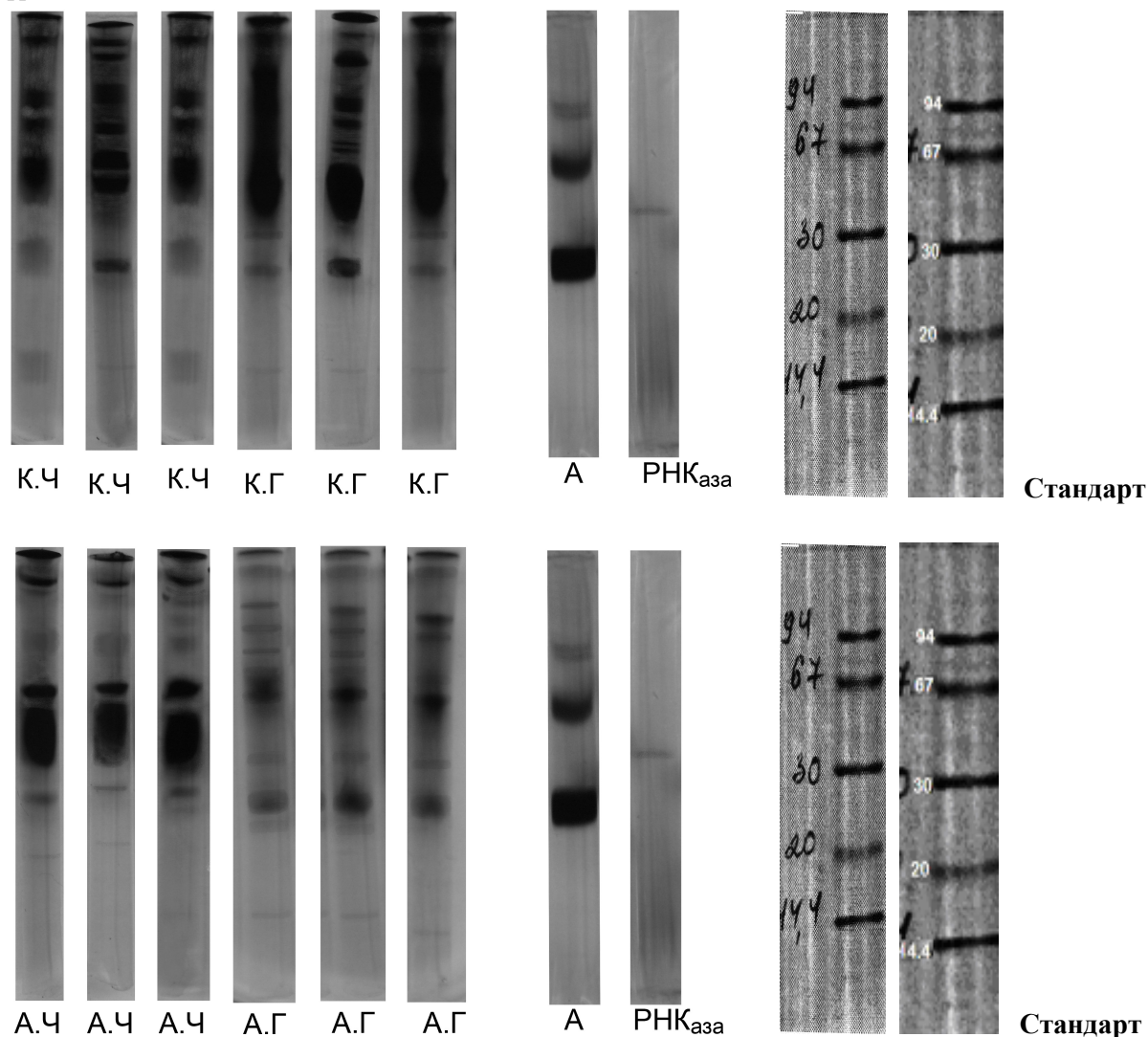


Рис. 1. Електрофореграми фракцій білків плазми крові риб, підданих дії азотистих сполук: А – сироватковий альбумін; РНК_{аза} – рибонуклеаза; К.Ч – фракції білку плазми крові коропів з контрольного ставка; К.Г – фракції білку плазми крові коропів з дослідного ставка; А.Ч – фракції білку плазми крові білого амура (контроль); А.Г – фракції білку плазми крові білого амура (дослід)

Однак, основні зміни питомого вмісту білків відбуваються у фракціях альбумінів. Результати досліджень показали суттєву різницю (в 2–3 рази) в кількості альбумінів між контролем та дослідом. Оскільки ця група білків складає більш 60% від загального їх вмісту, то зрозуміло, завдяки змінам яких фракцій підвищується вміст загальних білків в плазмі крові під дією сполук мінерального азоту. Ймовірно, негативний вплив високих концентрацій амонійного та нітритного азоту на риб призвів до зростання активності транспорту та екскреції аміаку та нітритів, оскільки в фракціях альбумінів наявні основні транспортні білки. Крім того, в міру зниження температури води обмін речовин риб в несприятливих умовах переходить до все більшого використання

катаболізму білків, а запасні білки, які утилізуються в цьому процесі, якраз і належать до альбумінової фракції низькомолекулярних білків.

Висновки

На підставі отриманих результатів можемо судити про включення компенсаторних механізмів, а саме – про посилення транспортної функції крові риб. Крім того, в міру збільшення токсичності середовища залежно від зниження температури риби як адаптивний механізм більш активно використовують білки, запобігаючи витратам інших енергоємних сполук [9].

Висока лабільність білкового складу плазми крові забезпечує своєчасний та адекватний розвиток адаптивних механізмів у риб, що спрямовані на протидію токсичному впливу сполук мінерального азоту. Результатом цього є підвищена толерантність риб до дії сполук мінерального азоту та відсутність загибелі окремих особин у вегетаційний період та при їх підготовці до зимівлі.

1. Андреева А.М. Структурно-функциональная организация альбуминовой системы крови рыб / А.М. Андреева // Вопр. ихтиологии. – 1999. – Т.39, № 6. – С. 825.
2. Веселов Е.А. Влияние аммонийного азота на некоторые виды пресноводных рыб / Е.А. Веселов, В.Ф. Бурля // Проблемы водной токсикологии. – Петрозаводск, 1978. – С. 52–58.
3. Львов Н.П. Микродиффузионный метод определения аммиака / Н.П. Львов // Методы современной биохимии. – М.: Наука, 1975. – С. 58–61.
4. Мацук В.Е. Динамика белкового и липидного состава крови радужной форели *Salmo gairdneri rich.* / Мацук В.Е., Новиков Г.Г. // Вопросы ихтиологии. – 1979. – Т. 18, вып. 2(109). – С. 329–341.
5. Потрохов А.С. Изменение ряда морфологических показателей карпов под воздействием повышенной концентрации минерального азота в воде / А.С. Потрохов, О.Г. Зиньковский, Т.Я. Киризий, Ю.Н. Худияш // Гидробиол. журн. – 2006. – Т. 42, № 6. – С. 81–90.
6. Романенко В.Д. Метаболические особенности адаптации карпа к изменению концентрации минерального азота в водной среде / В.Д. Романенко, А.С. Потрохов, О.Г. Зиньковский // Объед. III Всеросс. конф. по вод. токсикологии, посвященная памяти Б.А.Флерова «Антропогенное влияние на водные организмы и экосистемы», 11–16 ноября 2008 г., Борок. – Борок, 2008. – С. 132–136.
7. Смит Л.С. Введение в физиологию рыб / Л.С. Смит. – М.: Агропромиздат. – 1986. – 168 с.
8. Титов В.Н. Электрофорез белков сыворотки крови / Титов В.Н., Амелюшкина В.А. – М., 1994. – 214 с.
9. Хочачка П. Стратегия биохимической адаптации / Хочачка П., Сомеро Дж.. – М.: Мир, 1977. – 398 с.

Ю.М. Красюк, О.С. Потрохов, О.Г. Зиньковский

Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

ИЗМЕНЕНИЯ СПЕКТРА БЕЛКОВ ПЛАЗМЫ КРОВИ КАРПОВЫХ ВИДОВ РЫБ ПОД ВОЗДЕЙСТВИЕМ СОЕДИНЕНИЙ МИНЕРАЛЬНОГО АЗОТА

Представлены результаты исследований по продолжительному влиянию минерального азота на кровь двухлеток карпа и белого амура. Показано, что под действием аллохтонного азота повышалось содержание аммиака, нитритов в плазме крови. Отмечены изменения фракционного состава белков в плазме крови.

Ключевые слова: карп, белый амур, минеральный азот, фракции белков, сыворотка крови

Yu.M. Krasnyuk, O.S. Potrochov, O.G. Zin'kovskiy

Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

CHANGES SPECTRUM PROTEINS PLASMA OF BLOOD CARP TYPES OF PISCES UNDER ACT CONNECTIONS OF MINERAL NITROGEN

The results of researches are presented on long influence of mineral nitrogen on blood of carp and grass carp (age two years). It is pointed that under the effect of mineral nitrogen content ammonia and nitrites was increased in plasma of blood. The changes of factious composition of albumens are marked in plasma of blood.

Key words: carp, white cupid, mineral nitrogen, factions of albumens, whey of blood

УДК [574.63: 627,8] [282.447.32]

Ю.Г. КРОТ, В.Д. РОМАНЕНКО, Т.Я. КИРИЗІЙ, Г.Б. БАБИЧ

Інститут гідробіології НАН України
пр-т Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210**ОСОБЛИВОСТІ ФУНКЦІОНУВАННЯ ДРЕЙСЕНО-ГАМАРИДНОГО УГРУПОВАННЯ В УМОВАХ МІКРОКОСМУ: ОСОБЛИВОСТІ ФОРМУВАННЯ ЯКОСТІ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА**

Досліджували особливості формування якості водного середовища при функціонуванні дрейсено-гамаридного угруповання в умовах мікрокосму. Обговорюються питання взаємозв'язку динаміки гідрохімічних параметрів і процесів життєдіяльності водяних організмів.

(Стаття є третьою за чергою та складовою частиною циклу публікацій, присвячених дослідженню особливостей функціонування угруповання дрейсенід та гамарид в умовах мікрокосму).

Ключові слова: якість водного середовища, мікрокосм, дрейсено-гамаридні угруповання

У водних екосистемах утворюються різноманітні біотопи, що включаються до певного біоценозу, в якому більш активно відбувається перебіг процесів відновлення якості водного середовища. Фітоценози, бактеріальні угруповання, водяні тварини виконують в них роль середовищеутворюючого чинника і сприяють процесам утилізації, трансформації і транспортування біогенних елементів. Використання екологічних мікрокосмів для вивчення особливостей життєдіяльності водяних тварин, формування складу і властивостей водного середовища та його впливу на процеси росту, розвитку і відтворення безхребетних має важливе теоретичне значення.

Метою роботи було дослідження процесів формування якості водного середовища при функціонуванні дрейсено-гамаридних угруповань в умовах мікрокосмів.

Матеріал і методи досліджень

В процесі досліджень використовувалися два мікрокосми з дрейсено-гамаридними угрупованнями. Характеристика і гідрологічні умови мікрокосмів наведені в табл. 1.

Таблиця 1

Основні параметри мікрокосмів

Довжина, м	Глибина, м	Площа поверхні дна, м ²	Площа поверхні стінок, м ²	Об'єм води, м ³	Швидкість течії, м/с
3,35	0,27	1,27	5,21	0,44	0,05

Температурний режим в обох мікрокосмах підтримувався автоматично на рівні $20 \pm 0,7^{\circ}\text{C}$. Дослідження проводили протягом 4 місяців (грудень–березень 2010 р.). Проби води для проведення аналізів відбирали один раз на тиждень. В процесі досліджень у водному середовищі визначали кількість зважених часток, забарвленість, вміст сольових компонентів та трофо-сапробіологічні показники: величину рН, концентрацію біогенних елементів, розчинений кисень, біохімічне та хімічне споживання кисню (БСК₅ і ХСК) згідно загальноприйнятих методик [2, 3].

Результати досліджень та їх обговорення

До початку збурення мікрокосмів (внесення кормів) водне середовище характеризувалося такими показниками (табл. 2).

Протягом всього експерименту прозорість води була достатньо високою, її зменшення спостерігали лише на 63-у добу експерименту в період загибелі гамарид (мікрокосм № 2); кількість завислих речовин не перевищувала 5 мг/дм^3 .

Упродовж експерименту кольоровість води у мікрокосмі № 1 зростала повільніше, ніж у № 2. Однак ця тенденція змінилася після 70-ї доби і в подальшому збереглася до 112-ї, дорівнюючи 100 і 65°ПКШ відповідно.

Вихідні параметри якості водного середовища у мікрокосмах

Мікрокосм	Показники									
	HCO_3^- , %	Cl^- , %	SO_4^{2-} , %	$\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$, %	pH	P-PO_4 , мг P/дм ³	N-NO_2 , мг N/дм ³	N-NO_3 , мг N/дм ³	БСК ₁ , мг O ₂ /дм ³	БСК ₅ , мг O ₂ /дм ³
№1	25,0	19,0	6,0	13,0+6,0	8,44	3,65	0,04	20,2	0,14	1,26
№2	23,0	21,0	6,0	13,0+9,0	8,37	4,12	0,04	20,6	0,14	1,39

Слід відмітити збільшення загальної мінералізації води з 600–700 мг/дм³ до 1000–1100 мг/дм³. При порівнянні хімічного складу сольових компонентів водного середовища в обох мікрокосмах було виявлено коливання вмісту гідрокарбонатів (HCO_3^-) з 5,1 мг-екв/дм³ до 3,5 мг-екв/дм³. Зниження концентрації HCO_3^- може бути обумовлено як його поглинанням водними організмами, так і випаданням в осад карбонатів кальцію та магнію. Разом з тим, в обох мікрокосмах було зареєстровано накопичення хлоридів з 3,7 мг-екв/дм³ до 6,2 мг-екв/дм³, причому переважання вмісту хлоридів відбувалося одночасно з зменшенням вмісту гідрокарбонатних іонів. У мікрокосмі № 2 це було зафіксовано з 28-ї доби, тобто на три тижні раніше, ніж в системі № 1 (з 49-ї доби). Збільшення концентрації хлоридів у мікрокосмах пов'язано з внесенням кормової суміші.

В обох системах виявлено також коливання вмісту сульфатів з 1,1 мг-екв/дм³ до 2,7 мг-екв/дм³.

На початку експерименту жорсткість води в мікрокосмах № 1 та № 2 була близькою і складала 3,9 мг-екв/дм³ і 3,8 мг-екв/дм³ відповідно. Вміст кальцію характеризувався незначними коливаннями (рис. 1).

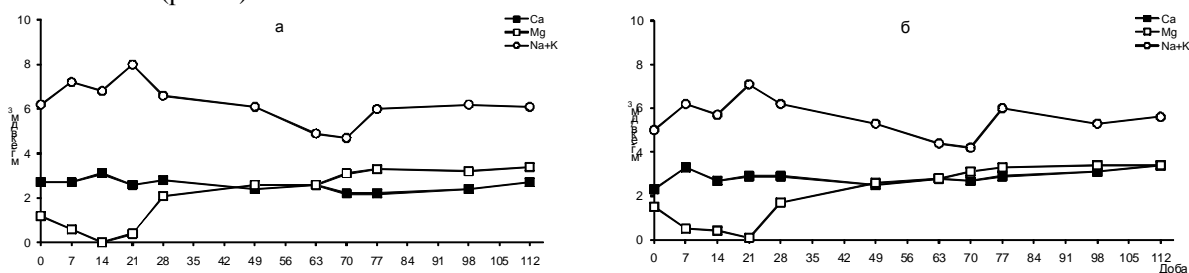


Рис. 1 Динаміка вмісту головних іонів: Ca^{2+} , Mg^{2+} та суми ($\text{Na}^+ + \text{K}^+$): а – система № 1; б – система № 2

З 14-ї по 21-у добу відбулося зменшення жорсткості води до 3,1 мг-екв/дм³ та 3,0 мг-екв/дм³ (система № 1 та № 2) за рахунок магнію, вміст якого скоротився до мінімальної величини (рис. 1). Можна припустити, що це пов'язано з використанням магнію в процесах життєдіяльності безхребетних тварин. В подальшому жорсткість водного середовища зростала і наприкінці експерименту (112-а доба) становила 6,1 мг-екв/дм³ та 6,8 мг-екв/дм³ відповідно (№ 1 і № 2), що обумовлено зростанням концентрації магнію майже у 3 рази порівняно з початковим рівнем (рис. 1). Співвідношення кальцію і магнію наблизилося до 1:1 з переважанням магнію.

Динаміка вмісту суми Na^+ і K^+ в обох мікрокосмах протягом дослідження характеризувалася коливаннями (рис. 1). При цьому мікрокосм № 2 відрізнявся меншим вмістом лужних елементів та більш широким діапазоном коливань. Мінімальні концентрації іонів відмічалися на 63-ю і 70-у доби. Зменшення вмісту суми Na^+ і K^+ може бути зумовлено як поглинанням водними організмами, так і за рахунок сорбційних процесів за участю мулових відкладів, яка властива хлоридним водам, оскільки у воді з домінуванням хлоридних іонів створюються умови до обміну іонів натрію на іони магнію [1].

У динаміці величини pH в обох мікрокосмах відмічені помірні коливання. Протягом 63-х діб спостерігалася тенденція дещо вищої величини pH у мікрокосмі № 1 (в середньому 8,44) порівняно з системою № 2 (8,33). В умовах близького складу сольових компонентів менший рівень pH

(мікрокосм № 2) може бути пов'язаний з підвищеною інтенсивністю процесів життєдіяльності водяних організмів. Після масової загибелі гамарид у мікрокосмі № 2 (63-я–112-а доба) в динаміці величини рН зареєстрована зворотна тенденція: середній рівень показника підвищився до 8,43, а в системі №1 знизився до 8,24.

Вміст $N-NH_4^+$ впродовж експерименту в обох мікрокосмах не перевищував $0,1 \text{ мг N/дм}^3$. За динамікою азоту нітритів якість води в системах мала значні розбіжності (рис. 2). Так, мікрокосм № 2 відрізнявся більшою частотою і амплітудою коливань показника. Після 63-ї доби експерименту вміст азоту нітритів в цій системі зменшився на порядок і в подальшому деякий час зберігався на стабільному рівні, що може свідчити про зниження інтенсивності окислювальних процесів у водному середовищі.

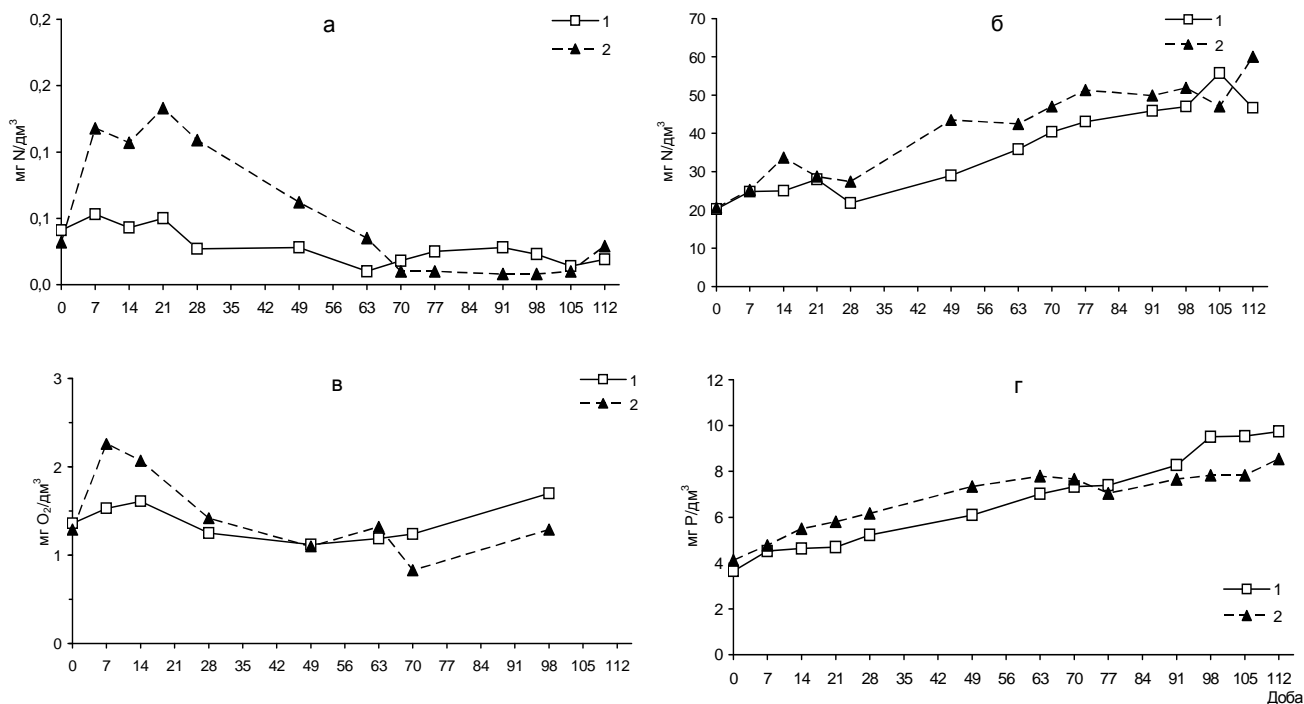


Рис. 2. Динаміка вмісту біогенних елементів у системі № 1 та в системі № 2: а – азоту нітритів; б – азоту нітратів; в – БСК₅; г – фосфору фосфатів

Концентрація азоту нітратів на початку експерименту в обох мікрокосмах була високою (рис. 2). Динаміка його рівня в системах мала переважно накопичувальну тенденцію і на 63-ю добу було зафіксовано відповідно $35,9 \text{ мг N/дм}^3$ та $42,5 \text{ мг N/дм}^3$ (№ 1 та № 2). Разом з тим, деяке зниження вмісту $N-NO_3^-$ у цей період в мікрокосмі № 2 реєстрували на тиждень раніше, що може бути пов'язано з змінами у функціонуванні водяних організмів у цій системі.

Фосфор фосфатів в обох системах також знаходився у великих концентраціях (рис. 2). Необхідно відмітити, що протягом експерименту до 63-ї доби його концентрація у мікрокосмі № 2 перевищувала рівень показника у системі № 1 в середньому на 20%. Через тиждень вміст фосфору фосфатів зрівнявся в обох мікрокосмах з подальшою тенденцією зростання в системі № 1.

Отже, динаміка сполук мінерального азоту, низький рівень БСК₅ (рис. 2) та сприятливий кисневий режим (80–82% насичення) водного середовища свідчать про задовільний перебіг окислювальних процесів в обох системах. Ймовірно, що більша амплітуда коливань концентрації $N-NO_2^-$ і $N-NO_3^-$ в мікрокосмі № 2 є наслідком значних змін інтенсивності обмінних процесів водяних організмів в даних умовах.

Рівень ХСК в експериментальних системах був близьким за середніми значеннями і характеризувався незначними коливаннями на початку експерименту ($49,7\text{--}44,5 \text{ мг O/дм}^3$) з подальшою тенденцією зростання.

Висновки

Отже, на підставі одержаних результатів можна стверджувати, що динаміка співвідношення головних іонів у водному середовищі мікрокосмів була досить однотиповою. Разом з тим, підвищений вміст хімічних компонентів у воді мікрокосму № 2 може свідчити про те, що процеси мінералізації, трансформації і накопичення хімічних сполук в цих умовах відбувалися швидше, що вказує на інтенсивніший перебіг метаболічних процесів в угрупованні водяних організмів мікрокосму.

1. *Алекин О.А.* Основы гидрохимии / О.А. Алекин. – Л.: Гидрометеиздат, 1970. – 444 с.
2. *Унифицированные методы химического анализа* / Ю.Ю. Лурье. – М.: Химия, 1973. – 376 с.
3. *Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод* / За ред. В.Д. Романенко. – К.: Логос, 2006. – 408 с.

Ю.Г. Крот, В.Д. Романенко, Т.Я. Киризий, Г.Б. Бабич

Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

ОСОБЕННОСТИ ФУНКЦИОНИРОВАНИЯ ДРЕЙССЕНО-ГАММАРИДНОЙ ГРУППИРОВКИ В УСЛОВИЯХ МИКРОКОСМА: ОСОБЕННОСТИ ФОРМИРОВАНИЯ КАЧЕСТВА ВОДНОЙ СРЕДЫ

Исследовали особенности формирования качества водной среды при функционировании дрейссено-гаммаридного сообщества в условиях микрокосма. Обсуждаются вопросы взаимосвязи динамики гидрохимических параметров среды и процессов жизнедеятельности водных организмов.

Ключевые слова: качество водной среды, микрокосм, дрейссено-гаммаридная группировка

Yu.G. Krot, V.D. Romanenko, T.Ya. Kiriziy, G.B. Babich

Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

FEATURES OF FUNCTIONING DREISSENS AND GAMMARIDS COMMUNITIES IN THE CONDITIONS OF MICROCOSM: FEATURES OF FORMING OF QUALITY OF WATER ENVIRONMENT

There have been investigated the features of formation of water medium quality by functioning of dreissens and gammarids communities in the microcosm conditions. The questions of interconnection of the hydrochemical parameters of medium and the vital activity processes of water organisms are discussed.

Key words: quality of water environment, microcosm, dreissens and gammarids communities

УДК 59:(594 + 595.3)(001.53)

Ю.Г. КРОТ, В.Д. РОМАНЕНКО, Т.І. ЛЕКОНЦЕВА

Інститут гідробіології НАН України

пр-т Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна

ОСОБЛИВОСТІ ФУНКЦІОНУВАННЯ ДРЕЙСЕНО-ГАМАРИДНОГО УГРУПОВАННЯ В УМОВАХ МІКРОКОСМУ: СТРУКТУРНО-ФУНКЦІОНАЛЬНІ ХАРАКТЕРИСТИКИ УГРУПОВАННЯ ДРЕЙСЕН І ГАМАРИД

Вивчали особливості функціонування дрейсено-гамаридного угруповання в умовах мікроекосму. Показано динаміку чисельності та біомаси безхребетних, розмірно-вікову структуру угруповання. Обговорюється взаємозв'язок процесів життєдіяльності гідробіонтів та стійкості системи.

(Стаття є першою та складовою частиною циклу публікацій, присвячених вивченню особливостей функціонування угруповання дрейсенід та гамарид в умовах мікроекосму.)

Ключові слова: дрейсени, гамариди, структурно-функціональні характеристики, мікроекосм

Стійке функціонування екосистем забезпечується узгодженою взаємодією біотичних та абіотичних компонентів. При цьому існування та стійкість окремих популяцій та угруповань гідробіонтів визначається їх здатністю підтримувати динамічну рівновагу з оточуючим середовищем при мінливих умовах. Гомеостаз угруповань оснований на принципі зворотного зв'язку і забезпечується складними еколого-фізіологічними механізмами регуляції чисельності, біомаси, швидкості розвитку, структурних та функціональних характеристик [1, 5, 6].

У зв'язку з розповсюдженням інвазійних видів понто-каспійської фауни у водоймах і водотоках України значний інтерес становить вивчення у зазначеному аспекті дрейсено-гамаридних угруповань як важливої складової біоценозів бентосу та перифітону.

Гідроекологія має найрозвиненішу серед інших біологічних наук систему модельних мікрокосмів. Прийнято, що модельна екосистема має бути фізично обмежена, самодостатня, вміщати більше одного трофічного рівня, її розміри мають дозволяти відбирати проби без значного порушення її структури та динаміки. Екологічні мікрокосми використовуються для вивчення різноманітних взаємовідносин гідробіонтів, встановлення біотичних порушень, екологічної ролі ключових видів, особливостей формування якості водного середовища тощо.

Метою цієї роботи є з'ясування особливостей функціонування угруповань дрейсен і гамарид в умовах мікрокосму.

Матеріал і методи досліджень

Об'єктами досліджень були угруповання дрейсен (*D. bugensis* (Andrusov), *Dreissena polymorpha* (Pallas)) і гамарид (*Dikerogammarus haemobaphes* (Eichwald), *Chaetogammarus ischnus* (Stebbing)). Видову належність безхребетних встановлювали за визначниками [3, 4]. Тварини були перенесені до мікрокосмів з р. Дніпро у вересні 2009 г. (температура води 21°C). Для модельних мікрокосмів використовували пластикові ємності об'ємом 440 дм³ (335×40×27 см) з течією води по колу. Середовищем слугувала водопровідна вода з блоку первинної водопідготовки. Температурний режим становив 20±0,7°C, в системах використовувалася примусова аерація. Аклімація безхребетних до умов мікрокосмів проходила протягом 80 діб. У цей період в якості корму використовували пасту хлорели і хлібопекарські дріжджі (підтримуючий раціон). В експерименті органо-мінеральне навантаження (паста хлорелли, пекарські дріжджі, личинки хірономід, штучні рослинні корми «ТетраПак») вносили у систему один раз на добу. Початкова щільність друз дрейсен становила 2,71±0,07 кг/м² (2,76±0,08 тис.екз/м²), чисельність і біомаса гамарид – відповідно 2,15±0,18 тис./м² і 21,0±1,7 г/м².

Стан угруповань безхребетних контролювали щотижня за показниками чисельності, біомаси, розмірно-вікової структури, кількості прекопулюючих пар та яйценосних самиць гамарид. Відбір та обробку проб проводили згідно загальноприйнятих методик [2]. Результати досліджень оброблено статистично з використанням стандартних статистичних програм.

Результати досліджень та їх обговорення

Згідно вихідних даних обидва мікрокосми до початку експерименту перебували в близькому структурно-функціональному стані. Основу угруповань гамарид становили особини довжиною 5–16 мм (78–93%), дрейсен – 16–25 мм (79–81%). Відсутність яйценосних самиць бокоплавів в обох мікрокосмах, а в системі № 2 також копулюючих особин свідчила про низький рівень репродуктивної активності ракоподібних.

Початкове збурення експериментальних систем за рахунок внесення органічних речовин як корму для тварин сприяло поліпшенню трофічних умов і активізації продукційних процесів у мікрокосмах. Аналіз динаміки чисельності, біомаси, структурно-функціональних характеристик угруповань гамарид і дрейсен (рис. 1) виявив декілька характерних етапів у функціонуванні мікрокосмів. Так, на 7-у добу в обох системах відзначене збільшення кількості прекопулюючих пар гамарид (рис. 1а). Динаміка відносної чисельності копулюючих особин в угрупованні ракоподібних мала хвилеподібний характер з добре вираженими піками. При цьому в системі № 1 максимальна кількість гамарид, що спаровуються, коливалася в межах 7–8% і відзначалася на 7, 28 і 70-у добу з подальшим загасанням процесу на фоні загального зниження чисельності бокоплавів. У системі № 2 при подібних часових максимумах спарювання гамарид процес характеризувався більшою інтенсивністю й меншою стабільністю. Максимальна кількість прекопулюючих пар спостерігалася на 28-у добу (14,5%) з наступним зниженням до нуля (63-я доба). Поява яйценосних самиць в обох системах відзначена з 14-ї доби (1,1–1,7%) (рис. 1б). При цьому в системі № 1 їх кількість з 28-ї доби була відносно стабільною і становила у середньому 7,7±0,7 екз. У системі № 2 максимум яйценосних самиць відмічений на 49-у добу (14,5%) з наступним падінням показника до нуля (63-я доба), що свідчить про більшу інтенсивність і нестійкість репродукційного процесу в цих умовах.

Активізація відтворювальної функції угруповань ракоподібних супроводжувалася збільшенням чисельності особин (рис. 1в), при цьому система № 2 відрізнялася більш високими показниками (в 1,2–1,3 рази, $p < 0,05$). Максимальна кількість гамарид в обох мікрокосмах (стаціонарна фаза росту) спостерігалася на 49-у добу. Однак, в системі № 1 кількість ракоподібних залишалася стабільною до 63-ї доби, а у системі № 2 відбулася масова загибель рачків, що призвело до скорочення їх чисельності у 20 разів.

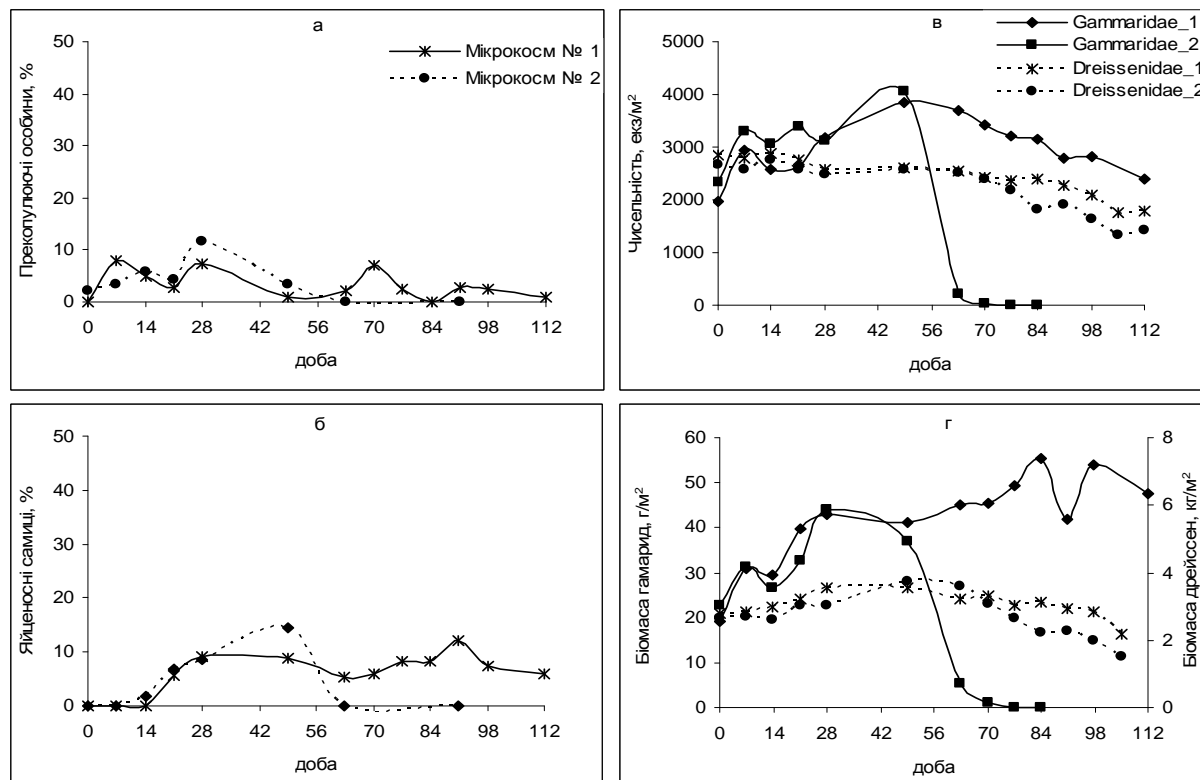


Рис. 1. Динаміка кількості прекопулюючих особин (а) і яйценосних самиць (б) гамарид, чисельність (в) та біомаса (г) гамарид і дрейсен у мікрокосмах

В динаміці біомаси гамарид слід відмітити період її значного збільшення (в 1,5–1,6 рази) в обох системах з 14-ї до 28-у доби (рис. 1г). Подальший характер динаміки показника в мікрокосмах мав свої особливості. У системі № 2 з 28-ї доби намітилася тенденція зниження рівня біомаси рачків, а з 49-ї – різке зниження величини показника (в 6,8 разів), обумовлене масовою загибеллю тварин. У системі № 1 з 28-ї доби відбулася стабілізація показника на рівні $59,6 \pm 2,1$. При цьому з 77-ї доби в динаміці параметру спостерігалися значні коливання. Зазначені особливості динаміки біомаси бокоплавів у системі № 1 при неухильному зниженні їх чисельності пов'язані з змінами в структурі угруповання, насамперед збільшенням частки старших розмірно-вікових груп і значних коливань відносної кількості великих особин (15–23%).

Аналіз швидкості росту чисельності й біомаси угруповання гамарид виявив ряд відмінностей між системами. Так, у системі № 1 збільшення швидкості росту чисельності ракоподібних характерно для періоду з 14-ї по 28-у добу при максимальному значенні 77,4 екз./добу. Далі величина показника поступово знижується і з 63-ї доби коливається в негативній частині шкали, що відповідає етапу зниження чисельності ракоподібних. Збільшення швидкості росту біомаси гамарид спостерігалось в період з 14-ї по 21-у добу при максимумі 1,45 г/добу з наступним падінням до нуля (49-а доба). Далі динаміка показника характеризувалася коливальним режимом з збільшенням амплітуди. У системі № 2 динаміка швидкості росту чисельності гамарид мала два піки (21-а і 49-а доба) і була нижче максимальних значень показника в системі № 1 в 1,6 рази. Після 49-ї доби величина параметра не виходила за межі діапазону негативних значень. Період збільшення швидкості росту біомаси рачків у системі № 2 був удвічі тривалішим (14–28 доби), а максимальні величини в 1,2 рази вищі порівняно з системою № 1. З 49-ї доби значення показника стають негативними.

Розбіжності в динаміці чисельності й біомаси ракоподібних у модельних мікрокосмах обумовлені відмінностями у швидкості розмноження й особливостями зміни розмірно-вікової структури угруповання. Так, в мікрокосмі № 1 у період з 7-ї по 28-у добу спостерігалось переважне збільшення частки великорозмірних особин (11–22 мм, в 1,6 рази), а в системі № 2 – як молодших розмірно-вікових груп (до 5 мм, в 2,7 рази), так і великорозмірних особин (в 1,8 рази). На 49-у добу внаслідок активного розмноження гамарид в обох мікрокосмах спостерігалось значне збільшення кількості молоді, яка становила в системах № 1 і №2 відповідно 38% і 35%. Надалі в системі № 1

частка статевонезрілих особин у структурі угруповання закономірно знижувалася й наприкінці експерименту (98–112-а доби) основу угруповання складали особини довжиною 5–16 мм (73–80%), кількість великорозмірних (17–22 мм) збільшилася до 17–23%, статевонезрілих – знизилася до 3–4%. У системі № 2 в процесі загибелі ракоподібних спостерігалася випадання з складу угруповання насамперед особин молодших розмірно-вікових груп.

На підставі наведених даних можна заключити, що на 49-у добу угруповання гамарид в обох системах досягло стаціонарної фази росту чисельності, після чого в системі № 2 відбулася масова загибель ракоподібних, а в системі № 1 з 63-ї доби спостерігалася стійка тенденція зниження їх чисельності. При цьому відносна стабілізація рівня біомаси гамарид у мікрокосмі № 1 з 28-ї доби може свідчити про досягнення угрупованням граничного для даних умов рівня показника. Зростання амплітуди коливань параметра є наслідком функціонування популяційних механізмів регуляції чисельності й структурного складу і може вказувати на зниження стійкості угруповання за даних умов.

Чисельність дрейсен в обох мікрокосмах до 49-ї доби була стабільною (рис. 1). З 14-ї доби спостерігалася збільшення біомаси молюсків (рис. 1г). При цьому в мікрокосмі № 1 рівень біомаси на 28-у добу перевищив вихідні показники в 1,3 рази і залишався стабільним до 49-ї доби. У системі № 2 збільшення біомаси було більш помітним (на 4–11%), а максимальні значення спостерігалися з 49-ї по 63-у добу. З 63-ї доби в обох мікрокосмах відмічено збільшення смертності дрейсен, причому в системі № 2 даний показник з 84-ї доби був на 20–30% вище ($p < 0,05$). У мікрокосмі № 1 процес загибелі молюсків став помітнішим з 91-ї доби і досяг 32% на 112-у добу. На цей момент біомаса дрейсен знизилася відносно максимальної у 1,5 і 1,3 рази відповідно в системах № 2 і № 1.

Аналіз швидкості росту біомаси молюсків показав, що в системі № 1 зміна параметра характеризувалася менш вираженими коливаннями: крива швидкості росту біомаси мала один пік (28-а доба) і досить тривалий період відносної стабільності (49–98 доби). Різке падіння приросту біомаси відмічалася з 105-ї доби. У системі № 2 швидкість збільшення біомаси дрейсен була в 1,2 рази вище і характеризувалася двома піками (21-а і 49-а доби). Починаючи з 63-ї доби спостерігалася швидке падіння рівня біомаси. Зазначені особливості свідчать про більшу інтенсивність і меншу стабільність даного процесу в системі № 2, що добре узгоджується з даними, отриманими для угруповання гамарид.

Відзначене збільшення біомаси дрейсен тісно пов'язане з зміною розмірної структури угруповання. Якщо в системі № 1 частка особин розміром 16–25 мм збільшилася незначно (з 78% до 81%), то в системі № 2 відносна кількість великорозмірних особин (16–35 мм) зросла на 13%. В процесі зниження чисельності дрейсен в обох мікрокосмах реєстрували меншу стійкість великих (26–35 мм) і, особливо, дрібно розмірних (6–15 мм) особин.

Висновки

Максимальним рівнем кількісного розвитку дрейсено-гамаридних угруповань обидва мікрокосми значно не відрізнялися. Однак, на підставі проведеного аналізу даних можна припустити, що збільшення інтенсивності процесів життєдіяльності гідробіонтів призводить до зниження стійкості функціонування системи.

1. Алимов А.Ф. Элементы теории функционирования водных экосистем / А.Ф. Алимов. – СПб.: Наука, 2000. – 147 с. – (Труды / ЗИН РАН; т. 283).
2. Жадин В.И. Методы гидробиологического исследования / В.И. Жадин. – М.: Высш. школа, 1960. – 190 с.
3. *Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий* / [Под общ. ред. С.Я. Цалолихина]. – СПб.: Наука, 2004. – Т. 6: Моллюски, Полихеты, Немертины. – 2004. – 528 с.
4. *Определитель фауны Черного и Азовского морей: в 3 т.* / [Под рук. Ф.Д. Мордухай-Болтовского]. – К.: Наук. думка, 1969. – Т. 2: Свободноживущие ракообразные. – 1969. – 545 с.
5. Романенко В.Д. Основы гидроэкологии: учебник [для студ. высш. учебн. зав.] / В.Д. Романенко. – К.: Генеза, 2004. – 664 с.
6. Хайлов К.М. Экологический метаболизм в море / К.М. Хайлов. – К.: Наук. думка, 1971. – 252 с.

Ю.Г. Крот, В.Д. Романенко, Т.И. Леконцева

Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

ОСОБЕННОСТИ ФУНКЦИОНИРОВАНИЯ ДРЕЙССЕНО-ГАММАРИДНОЙ ГРУППИРОВКИ В УСЛОВИЯХ МИКРОКОСМА: СТРУКТУРНО-ФУНКЦИОНАЛЬНЫЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ ГРУППИРОВКИ ДРЕЙССЕН И ГАМАРИД

Изучали особенности функционирования дрейссено-гаммаридного сообщества в условиях микрокосма. Показана динамика численности и биомассы беспозвоночных, размерно-возрастная структура. Обсуждается взаимосвязь процессов жизнедеятельности гидробионтов и устойчивости системы.

Ключевые слова: дрейссены, гаммариды, структурно-функциональные характеристики, микрокосм

Yu.G. Krot, V.D. Romanenko, T.I. Lekontseva

Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

FEATURES OF FUNCTIONING DREISSENS AND GAMMARIDS COMMUNITIES IN THE CONDITIONS OF MICROCOSM: STRUCTURAL-FUNCTIONAL DESCRIPTIONS of COMMUNITI OF DREYSSSEN AND GAMARID

There have been investigated the features of functioning of dreissens and gammarids communities in the conditions of microcosm. The dynamics of number and biomass of invertebrates, age-size structure of community were showed. The interconnection of vital activity processes of hydrobionts and system's stability is discussed.

Key words: dreissens, gammarids, structural-functional descriptions, microcosm

УДК [595.324.2:538] [597.554.3.116:537.3]

В.В. КРЫЛОВ¹, О.Д. ЗОТОВ², Ю.В. ЧЕБОТАРЕВА¹, Ю.Г. ИЗЮМОВ¹, Е.А. ОСИПОВА¹, А.В. ЗНОБИЩЕВА³, Н.А. ДЕМЦУН⁴

¹Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН

пос. Борок, Некоузский р-н, Ярославская обл., 152742, Россия

²Геофизическая обсерватория «Борок», филиал ИФЗ РАН

пос. Борок, Некоузский р-н, Ярославская обл., 152742, Россия

³Институт теоретической и экспериментальной биофизики РАН

ул. Институтская, 3, Пущино, Московская обл., 142290, Россия

⁴Таврический национальный университет им. В.И. Вернадского

пр-т Вернадского, 4, Симферополь 95007, Украина

ДЕЙСТВИЕ ТИПИЧНОЙ МАГНИТНОЙ БУРИ НА РАННИЙ ОНТОГЕНЕЗ *DAPHNIA MAGNA* STRAUS И *RUTILUS RUTILUS* (L.)

Модельная магнитная буря (ММБ) влияла на темпы раннего развития *Daphnia magna* Straus и *Rutilus rutilus* (L.) и приводила к изменению некоторых морфо-биологических показателей после воздействия. Различные фазы ММБ обладали различной биологической эффективностью. Эффекты действия ММБ зависели от температуры.

Ключевые слова: магнитная буря, ранний онтогенез, температура, *Daphnia magna*, *Rutilus rutilus*

Накоплено огромное количество информации о связи магнитных бурь, вызванных вспышечной активностью Солнца, с различными биологическими явлениями [4]. Публикации по этой тематике сводятся к обнаружению корреляций между случившейся магнитной бурей и наблюдаемым явлением. Отсутствие экспериментальных работ не позволяет уверенно говорить о принципах действия магнитных бурь на биологические системы.

Цель работы – провести экспериментальное исследование влияния модели Н-компоненты типичной магнитной бури (ММБ) на раннее развитие *Daphnia magna* Straus и *Rutilus rutilus* (L.).

Материал и методы исследований

Моделирование Н-компоненты типичной магнитной бури. Эксперименты проводили во время спокойной геомагнитной обстановки. Геомагнитная обстановка оценивалась по данным, представленным на сайте ИЗМИРАН. ММБ создавалась в рабочем объеме пары колец Гельмгольца. Реальный сигнал Н-компоненты магнитной бури воспроизводился в диапазоне частот 0–5 Гц. Направление магнитного поля ММБ совпадало с направлением Н-компоненты, а величина складывалась с соответствующей компонентой естественного магнитного поля Земли. Общая структура типичной магнитной бури постоянна [1]. В качестве модели была использована запись магнитной бури в Киото 28–30 декабря 1976 г. В ее динамике выделялись характерные фазы: внезапное начало, начальная фаза, главная фаза и фаза восстановления (рис. 1).

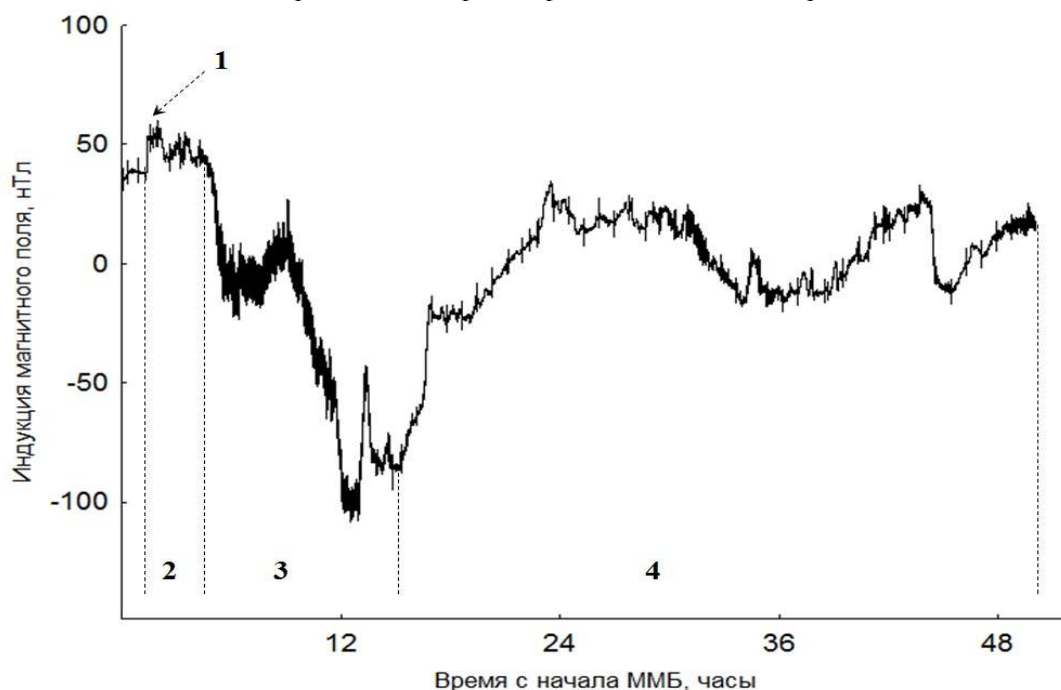


Рис. 1. Модельный сигнал Н-компоненты магнитной бури: 1 – внезапное начало, 2 – начальная фаза, 3 – главная фаза, 4 – фаза восстановления

Действие ММБ на ранний онтогенез D. magna. Для экспериментов использовали лабораторную культуру, условия культивирования соответствовали стандартной методике биотестирования [5]. Экспозиции подвергались развивающиеся *in vitro* партеногенетические яйца *D. magna* [9]. Яйца извлекали из выводковой камеры самки через 3 часа после их выхода из яичников. Извлеченные яйца промывали, случайным образом разделяли на контрольные и опытные варианты, и помещали в малые чашки Петри. Чашки с опытными вариантами размещали в рабочем объеме колец Гельмгольца, контрольные варианты находились в условиях естественного магнитного поля. Во время инкубации с точностью до 15 мин. оценивали время наступления маркерных стадий развития: выход развивающихся эмбрионов из внешней яйцевой оболочки (Т1) и выход развивающихся эмбрионов из внутренней яйцевой оболочки (Т2).

Были проведены серии экспериментов при температурах 23°C и 21°C. Начало экспозиции эмбрионов в ММБ для каждой серии приходилось на время соответствующее различным фазам бури. Для оценки отдаленных последствий действия ММБ в раннем онтогенезе, особей из тех повторностей, которые экспонировались в ММБ с фазы внезапного начала, после отделения хвостовой иглы помещали в индивидуальные емкости со средой, где рачки развивались до дефинитивного состояния.

Действие ММБ на ранний онтогенез R.utilus. Объектом экспозиции в ММБ была икра плотвы. Половые продукты были получены от одной пары производителей в мае 2009 года. Осеменение проводилось сухим способом, после чего икру поместили в кристаллизаторы с речной водой. Экспериментальная выборка экспонировалась в ММБ с момента оплодотворения икры до органогенеза. Кристаллизатор с контрольной икрой находился в условиях естественного магнитного поля. Личинок из контрольного и опытного вариантов после рассасывания желточного

мешка поместили в пруды с естественной кормовой базой на 4 месяца. Смертность плотвы в прудах была минимальной.

Результаты исследований и их обсуждение

Действие ММБ на ранний онтогенез D. magna. Время вылупления развивающихся эмбрионов *D. magna* из яйцевых оболочек представлено на рис. 2. Раннее развитие *D. magna* при температуре 23°C проходило закономерно быстрее, чем при 21°C. Заметна зависимость темпов выхода развивающихся эмбрионов из яйцевых оболочек от фазы ММБ, на которую пришлось начало экспозиции. В различных температурных условиях эффекты носили разнонаправленный характер.

Многофакторный дисперсионный анализ показал достоверное влияние фазы ММБ в момент начала экспозиции ($F=4,66$; $p<0,05$), температуры ($F=437,28$; $p<0,001$) и взаимодействия этих факторов ($F=6,53$; $p<0,05$) на время вылупления эмбрионов из первой яйцевой оболочки. На время вылупления эмбрионов из второй яйцевой оболочки достоверно влияла температура ($F=979,0$; $p<0,001$) и взаимодействие изучаемых факторов ($F=5,1$; $p<0,05$).

В экспериментах наблюдали увеличение смертности развивающихся эмбрионов при воздействии на них ММБ. Разница в сравнении с контролем составила в среднем 26% при действии ММБ с фазы внезапного начала при 21°C, 3% при действии ММБ с фазы восстановления при 21°C, 12% при действии ММБ с фазы внезапного начала при 23°C, 29% при действии ММБ с фазы восстановления при 23°C.

Смертность рачков, развившихся из партеногенетических яиц, находившихся в ММБ с фазы внезапного начала, была минимальна. Темпы созревания различались незначительно. Достоверных различий между контролем и опытом по числу рожденных потомков в экспериментах не наблюдали.

Размеры новорожденных особей у дафний, раннее развитие которых проходило при температуре 21°C, достоверно зависели от вывода, от действия ММБ в раннем онтогенезе и от взаимодействия этих факторов ($F=582,61$, $p<0,001$; $F=45,66$, $p<0,001$; $F=64,88$, $p<0,001$ соответственно). Если раннее развитие рачков проходило при 21°C, то дафнии из экспериментальных вариантов производили достоверно более мелкое потомство в первом выводке по сравнению с контролем ($t=8,63$, $p<0,001$). Для второго вывода различия в размерах производимого потомства были недостоверны.

Размеры новорожденных особей у дафний, раннее развитие которых проходило при температуре 23°C, достоверно зависели от действия ММБ в раннем онтогенезе ($F=10,67$, $p<0,01$). Если раннее развитие рачков проходило при 23°C, то дафнии из экспериментальных вариантов производили более крупное потомство в первом и во втором выводах по сравнению с контролем ($t=1,63$, $p=0,11$ и $t=3,02$, $p<0,01$ соответственно).

Действие ММБ на ранний онтогенез R. rutilus. Разница в выживаемости икры между контролем и опытом была незначима. Вылупление предличинок, экспонировавшихся в ММБ, проходило более интенсивно по сравнению с контролем, где этот процесс был более растянут во времени. Смертность вылупившихся предличинок в обоих вариантах была минимальной.

Действие ММБ в раннем онтогенезе приводило к достоверному снижению размерно-весовых показателей, а также к уменьшению числа лучей в анальном плавнике и к увеличению их количества в брюшных плавниках у опытных сеголетков по сравнению с контролем. Действие ММБ не влияло на общее число позвонков, но приводило к различному распределению количества позвонков в хвостовом и переходном отделе позвоночника. Были обнаружены достоверные различия между опытной и контрольной выборками по дисперсиям флуктуирующей асимметрии

для числа лучей в брюшных плавниках (в контроле $\sigma_s^2=0,144$, в опыте $\sigma_s^2=0,243$, $p<0,05$) и числа прободенных чешуй в боковой линии (в контроле $\sigma_s^2=1,270$, в опыте $\sigma_s^2=0,865$; $p<0,05$).

Разнообразие сочетаний числа позвонков в отделах ($V_a-V_i-V_c$) у сеголетков, раннее развитие которых прошло в ММБ, было ниже, чем в контроле. Оценка с помощью критерия Животовского обнаружила достоверные отличия (в опыте $\mu=6,417$, в контроле $\mu=7,847$; $p<0,05$).

В опытном варианте рыб было обнаружено меньше особей с различными аномалиями осевого скелета [6], чем в контроле (17,52% и 35,06% соответственно). Различия достоверны с уровнем значимости 0,01. Корреляционный анализ показал достоверную положительную связь между длиной тела и числом аномалий в хвостовом отделе позвоночника ($R=0,45$) у рыб, раннее развитие которых прошло в ММБ. Определенной связи между аномалиями в осевом скелете и асимметрией в парных костях черепа не обнаружено.

Биологическая эффективность действия ММБ на раннее развитие *D. magna* и *R. rutilus* была подтверждена экспериментально.

Обнаружены различия в биологическом действии различных фаз ММБ на *D. magna*. Заметна четкая зависимость темпов раннего развития, оцененных по времени выхода развивающихся эмбрионов из яйцевых оболочек, от фазы ММБ в момент начала экспозиции. Ранее, на различных биологических объектах было показано как ускорение, так и замедление темпов развития при действии искусственных магнитных полей на ранние этапы развития [2]. Биологическая эффективность ММБ зависела от температурных условий. Находясь в различных физиологических состояниях, организм, по-видимому, может по-разному реагировать на действие такого фактора как магнитная буря. Можно предположить, что не только температурный режим во время раннего онтогенеза, но и другие факторы могут повлиять на проявление биологических эффектов ММБ.

Действие ММБ на *D. magna* в раннем онтогенезе приводило впоследствии в репродуктивном периоде к производству потомков, размеры которых были отличны от контроля. Поскольку наблюдались те же зависимости как в случае с темпами раннего развития, мы связываем эти изменения с т.н. “материнским эффектом” [8]. Ранее такой эффект был описан для *D. magna* при действии искусственного магнитного поля [3].

Действие ММБ на плотву приводило как к эффектам, сходным с теми, что были получены ранее в экспериментах с искусственными магнитными полями с интенсивностью на порядок выше (снижение размерно-весовых показателей, изменение числа позвонков в хвостовом отделе позвоночника), так и к противоположным эффектам (снижение разнообразия позвонковых фенотипов) [7]. Причина расхождений между результатами разнотипных экспериментов может крыться в сложной комбинации сменяющих друг друга факторов флуктуирующего магнитного поля в ММБ.

Работа поддержана Советом по грантам Президента РФ. Грант МК-239.2009.4.

1. Акасофу С.И. Солнечно-земная физика, ч. 2 / Акасофу С.И., Чепмен С. – М.: Мир. – 1975. – 509 с.
2. Бинги В.Н. Магнитобиология: эксперименты и модели / В.Н. Бинги. – М.: Изд-во МИЛТА, 2002. – 592 с.
3. Крылов В.В. Действие переменного электромагнитного поля сверхнизкой и низкой частоты на выживаемость, развитие и продукционные показатели *Daphnia magna* Straus (Crustacea, Cladocera) / В.В. Крылов // Биология внутренних вод. – 2008. – № 2. – С. 33–39.
4. Мартынюк В.С. У природы нет плохой погоды: космическая погода в нашей жизни / В.С. Мартынюк, Н.А. Темуриянц, Б.М. Владимирский. – К.: Изд-во Mavis. – 2008. – 178 с.
5. Методика определения токсичности воды по смертности и изменению плодовитости дафний. ПНД Ф Т 14.1:2:3:4.3-99. – М.: «Акварос», 1999. 50 с.
6. Чеботарева Ю.В. Аномалии в строении позвоночника у сеголеток плотвы *Rutilus rutilus* (Cyprinidae, Cypriniformes) после воздействия токсикантов на ранние стадии развития / Ю.В. Чеботарева // Вопр. ихтиологии. – 2009. – Т. 49. – С. 102–110.
7. Чеботарева Ю.В. Влияние переменного электромагнитного поля на раннее развитие плотвы *Rutilus rutilus* (Cyprinidae, Cypriniformes) / Ю.В. Чеботарева, Ю.Г. Изюмов, В.В. Крылов // Вопр. ихтиологии. – 2009. – Т. 49. – С. 422–428.
8. Alekseev V. Maternal control of resting-egg production in *Daphnia* / Alekseev V., Lampert W. // Nature. – 2001. – Vol. 414. – P. 899–901.
9. Krylov V.V. Effects of electromagnetic fields on parthenogenic eggs of *Daphnia magna* Straus / V.V. Krylov // Ecotoxicology and Environmental Safety. – 2010. – Vol. 73. – P. 62–66.

В.В. Крылов¹, О.Д. Зотов², Ю.В. Чеботарева¹, Ю.Г. Изюмов¹, Е.А. Осипова¹, А.В. Знобичева³,
Н.А. Демцун⁴

¹Институт биології внутрішніх вод ім. І.Д. Папаніна РАН, Борок, Росія

²Геофізична обсерваторія «Борок», філія ІФЗ РАН, Борок, Росія

³Інститут теоретичної і експериментальної біофізики РАН, Пушкіно, Росія

⁴Таврійський національний університет ім. В.І. Вернадського, Сімферополь, Україна

ДІЯ ТИПОВОЇ МАГНІТНОЇ БУРІ НА РАННІЙ ОНТОГЕНЕЗ *DAPHNIA MAGNA* STRAUS І *RUTILUS RUTILUS* (L.)

Досліджено вплив модельної магнітної бурі (ММБ) на ранній онтогенез *Daphnia magna* Straus і *Rutilus rutilus* (L.). Показано, що ММБ впливає на темпи раннього розвитку, а також призводить до зміни деяких морфо-біологічних показників після впливу. Виявлено, що різні фази ММБ володіють неоднаковою біологічною ефективністю.

Ключові слова: магнітна буря, ранній онтогенез, температура, *Daphnia magna*, *Rutilus rutilus*

V.V. Krilov¹, O.D. Zotov², Yu.V. Chebotareva¹, Yu.G. Izyumov¹, E.A. Osipova¹, A.V. Znobishcheva³, N.A. Demtsun⁴

¹ Institute of Biology of Inside Water RAS, Borok, Russia

² Geophysical Observatory of «Borok», branch of IFZ of RAS, Borok, Russia

³ Institute Theoretical and Experimental Biophysics of RAS, Pushchino, Russia

⁴ Tavrida National V.I. Vernadsky University, Simferopol', Ukraine

OPERATING OF TYPICAL MAGNETIC STORM IS ON EARLY ONTOGENESIS OF *DAPHNIA MAGNA* STRAUS AND *RUTILUS RUTILUS* (L.)

The action of the model of magnetic storm (MMS) on the early ontogenesis of *Daphnia magna* and *Rutilus rutilus* was studied. The influence of MMS on the rates of early ontogenesis in embryos, as well as on various morph-biological characters in juveniles was found. Different phases of MMS led to different biological effects.

Key words: magnetic storm, early ontogenesis, temperature, Daphnia magna, Rutilus rutilus

УДК 577.34(285)

М.І. КУЗЬМЕНКО, Д.І. ГУДКОВ, О.Г. ВОЛКОВА, В.В. БЕЛЯЄВ, В.Г. КЛЕНУС,
О.Є. КАГЛЯН, Н.Л. ШЕВЦОВА, З.О. ШИРОКА, Л.П. ЮРЧУК

Інститут гідробіології НАН України

пр-т Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210

РАДІОЕКОЛОГІЧНА СИТУАЦІЯ У ВОДОЙМАХ УКРАЇНИ

Викладені результати багаторічних радіоекологічних досліджень водойм України. Встановлена питома активність найбільш біологічно небезпечних радіонуклідів техногенного походження ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs та трансуранових елементів ^{238,239,240,241}Pu, ²⁴¹Am в абіотичних та біотичних компонентах водних екосистем Зони відчуження Чорнобильської АЕС, р. Дніпро, його основних притоків та водосховищ. Акцентується увага на складній радіоекологічній ситуації, що продовжує зберігатися у водоймах Зони відчуження ЧАЕС.

Ключові слова: радіонукліди, питома активність, вода, донні відклади, гідробіонти, риби

Починаючи з середини ХХ ст. біосфера почала зазнавати забруднення штучними радіонуклідами. У 1945–1981 рр. в атмосфері були здійснені сотні ядерних вибухів, що призвели до підвищення глобального радіаційного фону. У біосферу надійшло близько 578 ПБк ⁹⁰Sr, 5550 ПБк ¹³¹I, 949 ПБк ¹³⁷Cs [5]. До наземних і водних екосистем планети радіонукліди надходили у складі глобальних випадін у досить малих концентраціях і говорити про їх дію на біосистеми не доводилося.

До введення в експлуатацію Чорнобильської АЕС у воді р. Прип'ять питома активність радіонуклідів визначалася глобальними випадіннями і реєструвалася у межах: ⁹⁰Sr – 0,37·10⁻² – 1,59·10⁻²; ¹³⁷Cs – 0,37·10⁻² – 1,33·10⁻² Бк/дм³. В умовах безаварійної роботи ЧАЕС істотно не впливала на вміст радіонуклідів у воді прилеглих водойм: водойми-охолоджувача, р. Прип'ять та Київського водосховища.

Внаслідок Чорнобильської катастрофи в природне середовище було викинуто близько 3 % радіонуклідів, накопичених на час аварії у 4-му енергоблоці, сумарною активністю близько 1,85·10¹⁸ Бк [3]. У природне середовище надійшло близько 450 різних радіонуклідів 70-ти хімічних елементів. Основні радіоекологічні проблеми і біологічну небезпеку зумовили радіонукліди: ⁹⁰Sr, ¹³¹I, ¹³⁷Cs, ^{238,239,240,241}Pu, ²⁴¹Am. Вказані радіонукліди утворюють як розчинні, так і нерозчинні сполуки.

У зруйнованому вибухом реакторі відбувалися багатофазні процеси, які зумовлювали формування забруднення радіоактивними речовинами територій різновіддалених від ЧАЕС. Радіонукліди ⁹⁰Sr, ^{141,144}Ce і ²⁴¹Am більш як на 90% були викинуті у складі так званих “гарячих” часточок ядерного палива розміром близько 10 мкм і менше. Забруднення Зони відчуження ¹³⁷Cs на 75% пов'язано з паливними часточками. Північно-західний радіоактивний слід, що охопив території Київської, Житомирської, Рівненської та інших областей України, характеризується високим вмістом легколетних форм радіонуклідів, північний слід також має подібні властивості, а

випадіння на південному сліду відзначаються відношеннями між радіонуклідами, близькими до ядерного палива.

У складі газиво-паливо-аерозольної суміші радіоактивних інертних газів і часточок субмікронних розмірів нукліди $^{103,106}\text{Ru}$, $^{131,133}\text{I}$, ^{132}Te , $^{134,137}\text{Cs}$ розносились на великі відстані від ЧАЕС і формували значні радіоактивні “плями” у більшості європейських країн, випадали на акваторії Тихого і Атлантичного океанів, на територіях Північної Америки та Азії [5].

На основі результатів багаторічних досліджень, виконаних фахівцями ДСНВП “Чорнобильський радіоекологічний центр” та Інститут гідробіології НАН України узагальнено розглянемо радіоекологічну ситуацію, яка формувалася у водоймах у післяаварійний період [2, 4]. Річка Прип’ять є основною водною артерією, що перетинає Зону відчуження ЧАЕС. Уже в перші два тижні після аварії максимальні величини сумарної питомої бета-активності води пригирлової ділянки р. Прип’ять досягали 100–370 кБк/л, з яких на вміст ^{131}I припадало 70–90%. Питома активність ^{90}Sr становила 15 кБк/л, ^{239}Pu – 3,7 кБк/л. Починаючи з середини травня 1986 р. з припиненням аерозольних випадінь і осадженням на дно “гарячих” часточок загальна питома радіоекологічна активність води р. Прип’ять знизилася до кількох кБк/л, у червні – до 180–200 Бк/л. Внесок ^{131}I знизився до близько 30 % сумарної питомої радіоактивності води. З другої половини червня радіоактивність води у р. Прип’ять, як і в інших водоймах визначали ^{90}Sr , ^{95}Zr , ^{103}Ru , ^{106}Ru , ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{140}Ba , ^{141}Ce , ^{144}Ce . На кінець листопада 1986 р. та початок 1987 р. сумарна питома радіоактивність води за рідкими випадками не перевищувала 40 Бк/л, на ^{90}Sr і ^{137}Cs припадав основний внесок. Починаючи з 1988 р., у формуванні радіонуклідного забруднення поверхневих вод зони впливу ЧАЕС почав збільшуватись внесок ^{90}Sr , що пояснюється деструкцією зв’язаних форм, вивільненням і підвищенням міграційної активності радіонукліда. Проте у 1995–2000 рр. вміст трансуранових елементів $^{238,239,240,241}\text{Pu}$, ^{241}Am у воді р. Прип’ять реєструвався на досить низьких рівнях: $1 \cdot 10^{-4}$ – $1 \cdot 10^{-3}$ Бк/л.

У межах Зони відчуження ЧАЕС знаходиться лівобережна Красненська заплава, на якій зосереджено 240 ТБк ^{90}Sr і 370 ТБк ^{137}Cs . На території старого польдера поблизу сіл Усів, Красне, Зимовище запаси радіонуклідів становлять ^{90}Sr – 370 ТБк, ^{137}Cs – 720 ТБк. Ділянка правобережної заплави р. Прип’ять від кордону з Білоруссю до с. Кошарівки – Бенівська заплава містить: ^{90}Sr понад 7 ТБк, ^{137}Cs – близько 15 ТБк. На нижче розміщеній ділянці заплави від с. Кошарівки до Янівського залізничного мосту сумарні запаси радіонуклідів становлять: ^{90}Sr – 55 ТБк, ^{137}Cs – 90 ТБк.

У 2008 р. у воді р. Прип’ять у створі м. Чорнобиль середня за рік питома активність становила: ^{90}Sr – 0,10; ^{137}Cs – 0,03 Бк/л; за рік сумарний винос радіонуклідів з водами ріки становив: ^{90}Sr – 1,42 ТБк; ^{137}Cs – 0,60 ТБк. У воді основних полігонних водойм Зони відчуження середньорічну активність ^{90}Sr і ^{137}Cs реєстрували на рівні: Янівський затон – 11 і 3,2; водойма-охолоджувач ЧАЕС – 2,2 і 1,4; оз. Азбучин – 37 і 4,8; оз. Глибоке – 95 і 3,7; р. Уж – 0,10 і 0,04 Бк/л, відповідно.

Розподіл радіонуклідів в основних компонентах озерних екосистем характеризується наступними даними. Від загальної кількості вмісту радіонуклідів в екосистемі у воді знаходиться ^{90}Sr – 4–10; ^{137}Cs – 0,5–0,6; трансуранових елементів – 0,03–0,04 %. У донних відкладах депоновано: ^{90}Sr – 89–95; ^{137}Cs – 99; трансуранових елементів – близько 100 %. У сестоні вміст радіонуклідів становив: ^{90}Sr – 0,15–0,16; ^{137}Cs – 0,25–0,30; трансуранових елементів – < 1 %. У гідробіонтах депоновано ^{90}Sr – 0,25–0,61; ^{137}Cs – 0,14–0,47, трансуранових елементів – 0,07–0,16 % загального вмісту в екосистемі.

Упродовж 1999–2007 рр. в організмах як “мирних”, так і хижих видів риб озер Красненської заплави р. Прип’ять при слабко вираженій тенденції до зниження вмісту ^{137}Cs реєстрували підвищення питомої активності ^{90}Sr і збільшення $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ від 0,2 до 8,0. У риб питома активність радіонуклідів реєстрували у межах: ^{90}Sr – 660–139500 Бк/кг; ^{137}Cs – 810–27000 Бк/кг. Встановлені рівні питомої активності радіонуклідів багаторазово перевищують санітарно-гігієнічні рівні (ДР-97) по ^{90}Sr – до 4000 разів (оз. Азбучин), по ^{137}Cs – до 180 разів (оз. Далеке-1).

Упродовж 2000–2001 рр. досліджували різною мірою забруднені радіонуклідами екосистеми рік басейну Прип’ять, які протікають по територіях Київської, Житомирської, Рівненської та Волинської областей. У риб рік Горинь, Ствіга, Стохід, Стир, Уборть та ін. вміст ^{90}Sr і ^{137}Cs у 2–3 рази був нижчим, у порівнянні з вмістом у р. Прип’ять в межах Зони відчуження. У водоймах Житомирського та Волинського Полісся значні межі коливань та найбільш високі рівні накопичення ^{137}Cs були зареєстровані у представників іхтіофауни озер – до 600 Бк/кг (2006 р.). У 1998–2000 рр. вміст ^{137}Cs в рибах напівпроточних ставів на територіях з щільністю радіонуклідного забруднення до 185 Бк/м² знаходився у межах 10–360 Бк/кг [1].

Дослідження, проведені у 1995–2003 рр. на водоймах лісостепової та степової зон України, показали, що вміст ^{90}Sr та ^{137}Cs у рибах річок Псел, Воркла, Рось, Інгулець та Дністер спостерігався на рівні 1–15 Бк/кг, хоч у деяких особинах риборозплідних ставів лісостепової зони питома активність радіонукліда досягала 30 Бк/кг.

Дніпровські водосховища зазнали радіонуклідного забруднення внаслідок випадіння продуктів поділу на водну поверхню, хронічного надходження з водами приток, особливо р. Прип'яті, і змиву з забруднених територій водозбору. Максимальний вміст ^{137}Cs в організмах риб водосховищ спостерігався на рівні: Київського – 6000; Канівського – 500; Кременчуцького – 480; Каховського – 30 Бк/кг. Упродовж 1989–2003 рр. у гідробіонтах водосховищ спостерігалось стійке зниження питомої активності ^{90}Sr і через 17 років після аварії лише у гідробіонтах Київського водосховища вміст ^{90}Sr перевищував доаварійні величини.

На основі багаторічних даних динаміки питомої активності ^{137}Cs у рибах Київського та Канівського водосховищ була встановлена швидкість зменшення вмісту радіонукліда в організмах риб. У середньому питома активність ^{137}Cs зменшується вдвічі за період 5–6 років. На основі одержаних параметрів проведена прогнозна оцінка динаміки вмісту ^{137}Cs , згідно якої у риб Київського водосховища доаварійні рівні вмісту радіонукліда відновляться не раніше 2013 р., у риб Канівського водосховища – не раніше 2019 р.

Упродовж післяаварійних років, викинуті з зруйнованого реактора радіоактивні речовини залучаються у складні процеси трансформації, зазнають змін фізико-хімічного стану, підвищується їх міграційна активність і здатність включатись в організми рослин і тварин. З перших днів після аварії на ЧАЕС і донедавна однією з ключових проблем була і залишається проблема оцінки порушень у біосистемах різних рівнів організації за умов хронічного радіонуклідного забруднення. Багаторічними дослідженнями встановлені численні глибокі радіаційно індуковані порушення у гідробіонтів, які зазнали і продовжують зазнавати внутрішнього і зовнішнього іонізуючого опромінення: високий рівень аберацій хромосом в ембріональних тканинах моллюсків та кореневих меристемах вищих водних рослин, зміни стану гемолімфи моллюсків, аномалії системи відтворення і поява частково або повністю стерильних особин риб, масове ураження очерету звичайного паразитичними грибами *Claviceps purpurea* та галоутворюючими кліщами *Steneotarsonemus phragmitidis*. Подальше вивчення радіоекологічної ситуації, стану і функціонування екосистем є важливою складовою комплексу заходів, пов'язаних з прогнозуванням і мінімізацією наслідків аварії на ЧАЕС.

1. Волкова О.М. Техногенні радіонукліди у гідробіонтах водойм різного типу: дис. ... докт. біол. наук. 03.00.17 "Гідробіологія" / О.М. Волкова – К., 2008. – 348 с.
2. Вплив радіонуклідного забруднення на гідробіонти Зони відчуження / Кузьменко М. І., Романенко В. Д., Деревець В. В. [та ін.] – К.: Чорнобильінтерінформ, 2001. – 318 с.
3. Чорнобильська катастрофа / Под ред. В.Г. Баряхтара. – К.: Наук. думка, 1995. – 560 с.
4. Экологическое состояние трансграничных участков рек бассейна Днестра та территории Украины / Под ред. А.Г. Васенко, С.А. Афанасьева. – К.: Академперіодика, 2002. – 355 с.
5. 20 років Чорнобильської катастрофи. Погляд у майбутнє: Національна доповідь України. – К.: Атіка, 2006. – 232 с.

М.І. Кузьменко, Д.І. Гудков, О.Г. Волкова, В.В. Беляев, В.Г. Кленус, О.Е. Каглан,
Н.Л. Шевцова, З.О. Широкая, Л.П. Юрчук
Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ СИТУАЦИЯ В ВОДОЕМАХ УКРАИНЫ

Изложены результаты многолетних исследований водоемов Украины. Установлена удельная активность наиболее биологически опасных радионуклидов техногенного происхождения ^{90}Sr , ^{137}Cs и трансураниевых элементов $^{238,239,240,241}\text{Pu}$, ^{241}Am в абиотических и биотических компонентах водных экосистем. Зоны отчуждения Чернобыльской АЭС, р. Днепр, ее основных притоков и водохранилищ. Акцентируется внимание на сложной радиоэкологической ситуации, что продолжает сохраняться в водоемах Зоны отчуждения ЧАЭС.

Ключевые слова: радионуклиды, удельная активность, вода, донные отложения, гидробионты, рыбы

M.I. Kuz'menko, D.I. Hudkov, O.G. Volkova, V.V. Belyaev, V.G. Klenus, O.E. Kaglyan, N.L. Shevtsova, Z.O. Schyroka, L.P. Yurchuk

Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

RADIOECOLOGY SITUATION IN RESERVOIRS OF UKRAINE

The results of long-term studies of reservoirs in Ukraine are revised. The specific activity of the most biologically hazardous radionuclides of technogenic origin ^{90}Sr , ^{137}Cs and transuranic elements ^{238}Pu , ^{241}Am in abiotic and biotic components of aquatic ecosystem Zony exclusion Chernobyl, river. Dnieper, its major tributaries and reservoirs is established. There are the attention focuses on the complex radiological situation that persists in reservoirs of the Chernobyl exclusion zone.

Key words: radionuclides, specific activity, water, ground deposits, aquatic lives, fishess

УДК 546:597.554:547.963.3

В.З.КУРАНТ

Тернопільський національний педагогічний університет ім. Володимира Гнатюка
вул. Кривоноса, 2, Тернопіль 46027, Україна

УЧАСТЬ БІЛКІВ СИРОВАТКИ КРОВІ В ПРОЦЕСАХ ДЕТОКСИКАЦІЇ ІОНІВ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ В ОРГАНІЗМІ РИБ

Проведено вивчення впливу іонів марганцю, цинку, міді та свинцю на вміст білків у сироватці крові коропа. Показана роль окремих білкових фракцій (альбуміну, α -, β - та γ -глобулінів) в процесах детоксикації досліджених металів.

Ключові слова: білки сироватки крові, важкі метали, прісноводні риби

Кров – це рідка тканина, яка здійснює в організмі транспорт різноманітних хімічних речовин (включно кисню), завдяки чому відбувається інтеграція усіх біохімічних процесів, які проходять в різних клітинах та міжклітинному просторі, в єдину систему. Крім транспортної, кров виконує захисну, регуляторну та деякі інші важливі функції в організмі.

Білки сироватки крові є досить лабільною хімічною системою, яка відображає стан організму, а також ті зміни, які в ньому відбуваються під впливом внутрішніх та зовнішніх факторів. Будь-яка зміна хімічного складу водного середовища неминує веде до зміни хімічного складу крові гідробіонта, який живе в цьому середовищі, що позначається на процесах метаболізму в цілому організмі [7]. Досліди по встановленню змін у загальній кількості білків сироватки крові і частки їх фракцій проводилась, в основному, в залежності від сезону [5, 10], віку [3, 8] та фізіологічного стану організму [6, 11]. Систематичні дослідження впливу важких металів на ці показники відсутні, хоча вибірково такі дослідження проводилися на певних видах риб за дії окремих металів [2, 9].

Виходячи з того, що в даний час спостерігається надмірний вміст важких металів у водних екосистемах певний теоретичний і практичний інтерес становить вивчення особливостей впливу іонів цих металів на білкову систему крові риб, і зокрема коропа, який є важливим промисловим видом прісних водойм.

Матеріал і методи досліджень

Об'єктом дослідження був короп лускатий – *Syrprinus carpio* L дворічного віку масою 250-300 г. Експерименти проводилися в 200-літрових акваріумах, які заповнювали відстояною водопровідною водою, з підтриманням постійного газового та температурного режимів. Вивчався вплив іонів марганцю, цинку, міді та свинцю у концентраціях, які відповідали 2 та 5 (ГДК) [1]. Період акламації риб становив 14 діб. Для досліджень білкових фракцій сироватки крові риб використовували діагностичний набір для електрофоретичного розділення білків сироватки крові на агарозі “Corma gel protein 100” та “Corma gel lipo 100” виробництва фірми “Corma” (Австрія). Розшифрування фореграм проводили на денситометрі цієї ж фірми.

Результати досліджень та їх обговорення

Отримані нами дані свідчать як про зміну загальної концентрації білків, так і співвідношення білкових фракцій в сироватці крові коропа при дії на його організм підвищених концентрацій іонів важких металів. Так, зокрема, загальний вміст білків в сироватці крові риб збільшується за дії марганцю, цинку, свинцю і, особливо, міді. При чому відхилення цього показника від контролю зростає із збільшенням у воді концентрації металу.

Зростання загального вмісту білків в сироватці крові коропа за дослідженої інтоксикації, на нашу думку, слід розглядати як наслідок більшого ступеня гемолізованості крові піддослідних риб, зростання кількості білків, які зв'язують та переносять іони металів, зменшення в крові вмісту води (згущення крові). Крім того підвищений вміст білків в сироватці крові піддослідних риб може бути зумовлений посиленням розпадом білків тканин в результаті підвищення активності протеолітичних ферментів за інтоксикації.

Важливе діагностичне значення має визначення фракційного складу білків сироватки крові коропа при дії на його організм іонів важких металів. Білки сироватки крові – це генетично детермінована гетерогенна система, яка у коропа складається з альбуміну, α_1 -, α_2 -, β - та γ -глобулінів [11]. Частка усіх із названих фракцій змінювалася за інтоксикації риб.

Так, при обох досліджуваних концентраціях всіх металів у воді в сироватці крові риб зростає вміст альбуміну. Виняток становить тільки свинець при 2 ГДК металу у воді. Цей білок відіграє важливу роль у підтриманні осмотичного тиску крові, а також транспорті ряду речовин, в тому числі амінокислот та неорганічних іонів. Тому стає зрозумілим зростання кількості альбуміну, який в умовах інтоксикації при активному протеолізі тканинних білків транспортує вільні амінокислоти. Найбільше зростає концентрація альбуміну в сироватці крові риб за дії іонів міді. Це явище узгоджується з даними літератури [13] про те, що альбумін переносить швидко обмінні фракції міді, в той час як повільно обмінні фракції цього металу транспортуються α_2 -глобулінами. Добре також відома здатність альбуміну зв'язувати іони кальцію та магнію [4]. Можливо, що за аналогічним принципом цей білок зв'язує й інші двовалентні іони, знижуючи тим самим їх токсичність для організму. З іншого боку, іони досліджуваних металів можуть виявляти стимулюючу дію на біосинтез альбуміну.

Певні зміни за інтоксикації зазнають і глобуліни сироватки крові коропа. Ці білки беруть участь в транспорті ліпідів, гормонів, вітамінів, іонів металів, утворюють важливі комплекси системи згортання крові, а фракція γ -глобулінів містить антитіла імунної системи. Логічно припустити, що зміна вмісту в сироватці крові глобулінів веде до порушення виконання ними описаних функцій.

Так, зокрема, підвищені концентрації іонів досліджуваних металів викликали незначне зростання вмісту α_1 -глобулінів при 2 ГДК металів у воді, в той час як α_2 -фракція таким же чином реагувала на 5 ГДК досліджуваних металів. Винятком був цинк, за дії якого в обох випадках спостерігали зниження вмісту фракцій α_1 - і α_2 -глобулінів. Враховуючи те, що цинк інгібує активність деяких протеїназ, можливо, зниження вмісту α_1 -глобулінів, які містять антитрипсин та антихімотрипсин, є відповіддю білкової системи сироватки крові коропа на підвищення рівня цинку у воді. Слід також відмітити зростання вмісту α_2 -глобулінів за дії іонів міді в концентрації 5 ГДК, що узгоджується з даними [4] про те, що саме в цій фракції міститься церулоплазмін – білок, який активно транспортує іони міді.

Дещо інша динаміка виявлена щодо вмісту β -глобулінів сироватки крові коропа за дії іонів досліджуваних металів. При рівні металів у воді 2 ГДК ми спостерігали зростання кількості білків цієї фракції під впливом іонів марганцю, цинку та свинцю, і лише іони міді знижували цей показник. При 5 ГДК металів у воді всі досліджені хімічні елементи приводили до зниження вмісту β -глобулінів в сироватці крові риб. При цьому значніші відхилення від контролю спостерігалися при дії іонів міді та свинцю.

Однією з основних функцій β -глобулінів є транспорт іонів заліза [4], яке входить до складу гемоглобіну і таким чином приймає участь в процесах окиснення. Зниження вмісту цього металу в крові веде до зниження активності процесів окиснення в цілому організмі, що ми і спостерігаємо в умовах інтоксикації, коли анаеробні шляхи утворення енергії переважають над аеробними.

При дії іонів досліджуваних металів в сироватці крові коропа зростає вміст γ -глобулінів, особливо за концентрації 5 ГДК. З цією фракцією білків, які містять антитіла, в основному, пов'язують захисні властивості організму і тому зрозуміло, що в умовах інтоксикації їх кількість збільшується.

Важливе діагностичне значення має визначення в сироватці крові риб вмісту ліпопротеїдів – комплексів білків та ліпідів, роль яких у процесах адаптації організму риб до умов середовища є досить значною. В наших дослідженнях виявлено α - та β -фракції ліпопротеїдів, причому на α -фракцію припадало 72-78 % цих білків, а на β – 22-28%. Динаміка зміни названих фракцій за дії іонів досліджуваних металів також була різною. В той час як кількість α -ліпопротеїдів в сироватці крові піддослідних риб при обох вивчених концентраціях металів у воді зростала, кількість β -ліпопротеїдів, навпаки, знижувалася. Виняток становив лише показник щодо впливу іонів свинцю при 2 ГДК металу у воді.

Зниження вмісту β -ліпопротеїдів, які є фракцією ліпопротеїдів низької щільності, можливо, пов'язане з тим, що ці білково-ліпідні комплекси поглинаються тканинами і піддаються розпаду в лізосомах [12]. Тому посилений катаболізм β -ліпопротеїдів і зниження їх вмісту може бути

наслідком підвищення активності лізосомальних ферментів досліджених тканин в умовах інтоксикації організму риб.

Зростання кількості α -ліпопротеїдів можна пояснити тим, що ця фракція досить легко утворюється із ліпопротеїдів дуже низької щільності та хіломікронів, розпад яких супроводжується збільшенням кількості фосfolіпідів, вільного холестерину та аполіпопротеїдів [12]. Біосинтез α -ліпопротеїдів проходить в печінці та тонкому кишківнику і основна функція цієї фракції полягає в підтриманні процесів трансформації ліпідів. При цьому рівень ліпопротеїдів високої щільності (α -ліпопротеїдів) в сироватці крові є інтегральним показником обміну ліпопротеїдів і характеризує ефективність функціонування систем транспорту та трансформації ліпідів в організмі в цілому.

Висновки

Отже, дослідження білкової системи коропа за інтоксикації його організму іонами важких металів дало можливість вивчити механізми функціонального гомеостазу та адаптивні реакції крові риб, що може послужити передумовою для пошуку тих інтегральних показників, які вказують на ключові зміни стану організму гідробіонтів за екстремального впливу середовища.

1. *Беспамятнов Г.П.* Предельно допустимые концентрации химических веществ в окружающей среде. Справочник / Г.П. Беспамятнов, Ю.А. Кротов – Л. : Химия, 1985. – 240 с.
2. *Гандзюра В.П.* Продуктивність біосистем у токсичному середовищі : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня док. біол. наук : спец. 03.00.16 “Екологія” / В.П. Гандзюра. – Чернівці, 2004. – 36 с.
3. *Клявонс Ю.А.* Динамика изменений белковых фракций крови лосося на разных этапах роста / Ю.А. Клявонс // Обмен веществ и биохимия рыб. – М. : Наука. – 1967. – С. 290-292.
4. *Кольман Я.* Наглядная биохимия / Я. Кольман, К.-Г. Рём – М. : Мир, 2000. – 470 с.
5. *Кондратьева Т.П.* Изменение содержания общего белка и фракционного состава белков сыворотки крови некоторых черноморских рыб в период нереста / Т.П. Кондратьева // Гидробиол. журн. – 1977. – Т.13, №4. – С. 75-79.
6. *Кузьмина В.В.* Электрофоретическое изучение белков сыворотки крови рыб при длительном голодании / В.В. Кузьмина // Гидробиол. журн. – 1966. – Т.2, №4. – С.74-77.
7. *Курант В.З.* Роль білкового обміну в адаптації риб до іонів важких металів : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня док. біол. наук : спец. 03.00.10 “Іхтіологія” / В.З. Курант. – Київ, 2003. – 38 с.
8. *Лукьяненко В.И.* Белковый спектр сыворотки крови у различных возрастных групп белуги *Huso huso* L. / В.И. Лукьяненко, А.В. Попов, С.И. Седов [и др.] // Изв. АН СССР. – 1971. – Сер. биол., №3. – С. 428-433.
9. *Лукьяненко В.И.* Общая ихтиотоксикология / В.И. Лукьяненко – М. : Легкая и пищевая пром-сть, 1983. – 320 с.
10. *Сорвачев К.Ф.* Изменение белков сыворотки крови карпа во время зимовки / К.Ф. Сорвачев // Биохимия. – 1957. – Т.27, Вып. 5. – С. 872-878.
11. *Сорвачев К.Ф.* Электрофоретическое исследование белковых фракций сыворотки крови прудового карпа, выращиваемого при разных условиях / К.Ф. Сорвачев // Зоол. журн. – 1957. – Т.36, Вып. 5. – С.737-741.
12. *Холодова Ю.Д.* Липопротеины крови / Ю.Д. Холодова, П.П. Чаяло – К. : Наукова думка, 1990. – 208 с.
13. *Чегер С.И.* Транспортная функция сывороточного альбумина / Чегер С.И. – Бухарест: Изд-во Академии соц. респ. Румынии, 1975. – 183 с.

В.З. Курант

Тернопільський національний педагогічний університет ім. В.Гнатюка, Україна

УЧАСТИЕ БЕЛКОВ СЫВОРОТКИ КРОВИ В ПРОЦЕССАХ ДЕТОКСИКАЦИИ ИОНОВ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ОРГАНИЗМЕ РЫБ

Проведено исследование влияния ионов тяжелых металлов (Mn, Zn, Cu, Pb) в количестве 2 и 5 ГДК на содержание общего и фракционных белков в сыворотке крови карпа. Показана роль альбуминов, а также α -, β - и γ -глобулинов в процессах детоксикации исследуемых металлов. Отмечено, что ионы марганца, цинка, меди и свинца по-разному влияют на исследуемые показатели, что может свидетельствовать о формировании разных механизмов компенсаторно-адаптивного ответа организма рыб.

Ключевые слова: белки сыворотки крови, тяжелые металлы, пресноводные рыбы

V.Z. Kurant

Ternopil National Volodymyr Hnatiuk Pedagogical University, Ukraine

PARTICIPATION OF BLOOD SERUM PROTEINS IN THE PROCESSES OF HEAVY METALS' IONS DETOXICATION IN FISH ORGANISM

Investigation of the influence of heavy metals ions in 2 and 5 MPC quantities on the concentration of general and fractionae proteins in the blood serum of carp was launched. The role of albumin and α -, β - and γ -globulins in the processes of the investigated metals' detoxication was shown. It was proved that the ions of Mn, Zn, Cu and Pb react differently on the investigated indices, which can testify about clifferent mechanisms of compensative and adaptive response of the fish organism.

Key words: proteins, blood serum, heavy metals, freshwater fish

УДК(582.232:502.1)581.524.13

А.В. КУРЕЙШЕВИЧ¹, Л.П. ЯРМОШЕНКО¹, Н.И. КИРПЕНКО¹, О.И. БЕЛЫХ²,
Е.Г. СОРОКОВИКОВА²¹Институт гидробиологии НАН Украины
пр-т Героев Сталинграда 12, Киев 04210²Лимнологический Институт Сибирского отделения РАН
ул. Улан-Баторская, 3, Иркутск, а/я 278, 664033, Россия

К ВОПРОСУ О ФАКТОРАХ, СПОСОБСТВУЮЩИХ РАЗВИТИЮ ТОКСИЧНЫХ ВИДОВ CYANOPHYTA

Ген *mscE* синтеза микроцистина был выявлен в 66,7% исследованных синезеленых водорослей, отобранных в разнотипных водных объектах Украины во время их массового развития. Чаще он обнаруживался в полидоминантных сообществах по сравнению с монодоминантными.

Ключевые слова: синезеленые водоросли, микроцистин, монодоминантные и полидоминантные сообщества

Массовое развитие Cyanophyta (Cyanobacteria, Cyanoprokaryota) сопровождается появлением в воде их метаболитов, в том числе альготоксинов. Среди последних высокой токсичностью для гидробионтов, теплокровных животных и человека отличаются микроцистины – гепатотоксичные циклические пептиды. Они способны продуцировать водоросли pp. *Microcystis* (Kütz.), *Anabaena* Bory ex Born. ex Flach., *Planktothrix* An. et Kom., *Nostoc* Vauch. ex Born. ex Flach., *Anabaenopsis* (Wolosz.) Mill., *Hapalosiphon* Näg. и др. [7]. Один и тот же вид может быть представлен как токсичными, так и не токсичными штаммами, которые невозможно различить под микроскопом [2]. Выделению, идентификации и исследованию свойств токсинов посвящено немало работ, однако до сих пор не установлены факторы, способствующие появлению в альгосообществах токсичных или потенциально токсичных синезеленых водорослей. В среднем в 59% случаев “цветение” воды Cyanophyta оказывается токсичным [5]. В последнее время для определения потенциально токсичных синезеленых водорослей все шире используют молекулярно-филогенетические методы, позволяющие еще до появления токсинов в воде в количествах, которые улавливаются аналитическими методами, установить наличие у вегетирующих Cyanophyta генов, ответственные за продукцию токсинов.

Цель работы – выявление методом полимеразной цепной реакции (ПЦР) потенциально токсичных синезеленых водорослей в разнотипных водоемах Украины, а также анализ структуры альгосообществ и некоторых гидрохимических показателей, сопутствующих их развитию.

Материал и методы исследований

Образцы для анализов отбирали на отдельных участках Киевского, Каневского и Кременчугского водохранилищ, в озерах и прудах, Русановском канале г. Киева, некоторых рыбоводных прудах в период массового развития Cyanophyta в июле–начале сентября 2009 г.

Обработку проб фитопланктона, метафитона и перифитона осуществляли по общепринятым методикам [3]. Идентификацию видов водорослей здійснювали с использованием оптического микроскопа Axio Imager A1 фирмы „Carl Zeiss” (Институт гидробиологии НАН Украины).

Содержание в воде нитратного, нитритного, аммонийного азота, а также минерального растворенного фосфора, величину бихроматной окисляемости устанавливали стандартными гидрохимическими методами [1] после фильтрования проб через мембранные фильтры (диаметр пор 0,45 мкм).

Для выполнения молекулярно-генетического анализа выбраны генетические маркеры к генам синтеза токсинов, в первую очередь микроцистинов – основных и наиболее распространенных цианотоксинов. Синтез микроцистинов осуществляется большим мультиферментным комплексом (микроцистин-синтетаза), кодируемым кластером генов *mscABCDEFGHIJ* [6]. В настоящей работе в качестве маркера были использованы праймеры (Нер) к домену аминотрансферазы (АМТ) *mscE*-гена. Аминотрансфераза входит в состав всех известных микроцистин-синтетаз и играет ключевую роль в биосинтезе микроцистинов, выполняя перенос аминогруппы на Adda мотив [6]. АМТ-домен

найден у *Microcystis*, *Anabaena*, *Nodularia* Mert. ex Born. et Flach., *Nostoc*, *Planktothrix*, *Phormidium* Kütz., содержащихся в пробах из разных водоемов, причем наличие АМТ-домена положительно коррелировало с продукцией микроцистинов [4].

Результаты исследований и их обсуждение

Ранее с помощью ПЦР-анализа и праймеров к генам *msuA* и *msuE* был исследован фитопланктон оз. Байкал и водохранилищ ангарского каскада. В Усть-Илимском водохранилище присутствие *msuA*-гена выявлено у *Microcystis aeruginosa*, в Братском – найдена *Anabaena* sp., содержащая *msuE*-ген. В фитопланктоне Байкала указанные гены не обнаружены [2].

Анализ альгосообществ водоемов Украины показал, что из 18 исследованных проб АМТ-домен *msuE*-гена обнаружен в 12 (табл. 1). Присутствие в пробах фитопланктона токсичных либо потенциально токсичных видов *Cyanophyta* не зависело от типа водного объекта. Гены синтеза микроцистинов были найдены в фитопланктоне днепровских водохранилищ и их заливов, озер, прудов г. Киева, рыбоводных прудов, а также Русановского канала. В исследованных точках водохранилищ структура фитопланктона была полидоминантной. В исследуемых прудах и озерах она имела монодоминантный характер. *Cyanophyta* были представлены: *Microcystis aeruginosa* Kütz. emend Elenk., *M. pulvere* (Wood) Forti emend. Elenk., *M. wesenbergii* Komarek, *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs., *Anabaena flos-aquae* (Lyngb.) Bréb., *Romeria gracilis* Koczw., *Merismopedia tenuissima* Lemm., *Lyngbya limnetica* Lemm., *L. intermedia* Gardn., а также представителями прр. *Phormidium*, *Oscillatoria* Vauch. и *Gomphosphaeria* (Ag.) Ehr.

Таблица 1

Результаты анализов проб, отобранных во время массового развития *Cyanophyta*, на наличие гена синтеза токсинов *msuE* с праймерами НерF и НерR

Характеристика и место отбора проб	Дата	Результат ПЦР с Нер-праймерами
Перифитон, водоём-охладитель Хмельницкой АЭС	26.06.09	—
Фитопланктон, рыбоводный пруд, г. Канев, верхний участок Кременчугского в-ща	11.08.09	—
Метафитон, нижний участок Каневского в-ща, юго- западное побережье урочища Змеиных о-вов	11.08.09.	—
Нагонные скопления <i>Cyanophyta</i> , нижний участок Каневского в-ща, северное побережье лиманного хозяйства у берега Змеиных о-вов	11.08.09.	—
Пленка водорослей, нижний участок Каневского в-ща, шлюз между лиманным хозяйством и Змеиными о-вами	11.08.09.	+
Пленка синезеленых водорослей, верхний бьеф Каневской ГЭС, дамба, левый берег	11.08.09	+
Пленка водорослей, верхний участок Кременчуг-ского в-ща, у пристани г. Канева	11.08.09	+
Фитопланктон, нижний участок Киевского в-ща, с. Лютеж, пелагиаль	29.07.09	—
Фитопланктон, нижний участок Киевского в-ща, с. Лютеж, литораль	27.08.09.	+
Фитопланктон, нижний участок Киевского в-ща, с. Лютеж, литораль	29.08.09	+
Пленка водорослей у берега, залив Оболонь Каневского в-ща	28.08.09	+
Пленка водорослей у берега, залив Каневского в-ща, в р-не о. Теличка	1.09.09	+
Пленка, залив Вовкуватый Каневского в-ща	2.09.09	+
Пленка водорослей, оз. Луговое (Киев)	3.09.09	—
Пленка водорослей, Русановский канал (Киев)	4.09.09	+
Пленка водорослей у берега, пруд Бетонный (ул. Булгакова, Киев)	6.09.09	+
Фитопланктон, рыбоводный пруд у с. Мирозкое в Киево-Святошинском р-не, пгт. Ворзель	7.09.09	+
Пленка водорослей у берега, оз. Выдубецкое (Киев)	8.09.09	+

Установлено, что *msuE*-ген чаще обнаруживался в фитопланктоне, структура которого имела полидоминантный характер, в то же время в монодоминантных сообществах он не был выявлен. В частности, в пробе фитопланктона из нижнего участка Каневского водохранилища в районе 308 ISSN 2078-2357. Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біол., 2010, № 2 (43)

лиманного хозяйства в прибрежных скоплениях Cyanophyta, представленных практически одним *Microcystis aeruginosa*, гены синтеза микроцистина не обнаружены. Не найден *mcuE*-ген также в фитопланктоне оз. Лугового, где абсолютным доминантом в альгосообществе был *Aphanizomenon flos-aquae*. Его численность составляла 99,9% от общей, а биомасса – 99,6%. Гены синтеза микроцистина, по литературным данным, у *A. flos-aquae* не известны.

В перифитоне бетонных откосов отводного канала водоема-охладителя Хмельницкой АЭС вегетировало сообщество с доминированием *Lyngbya limnetica* и *L. intermedia*. Эти виды были выделены в культуру и проанализированы с помощью ПЦР - анализа, который показал отсутствие *mcuE* гена. Не обнаружены гены синтеза микроцистина также в фитопланктоне рыбоводного пруда в районе г. Канева, где по численности доминировала *Merismopedia tenuissima* (87,5 %), а по биомассе – динофитовая водоросль *Sphaerodinium cinctum* (Ehr.) Wolosz. (70,5%) и *M. tenuissima* (9,5%). В пробе метафитона, отобранной в нижнем участке Каневского водохранилища, в макроскопических объемных колониях, где доминировала *Anabaena flos-aquae*, выявлено 14 видов водорослей, которые принадлежали к Cyanophyta (4), Chlorophyta (2) и Bacillariophyta (8). Синезеленые были представлены *M. aeruginosa*, *M. pulverea*, видами родов *Merismopedia* и *Gomphosphaeria*. Ген синтеза микроцистина *mcuE* в пробе не был обнаружен. Это, на наш взгляд, закономерно, скорее не антагонистические, а синергические отношения между водорослями в метафитоне.

Ген синтеза микроцистина *mcuE* присутствовал в двух пробах фитопланктона Киевского водохранилища, отобранных у берега в районе с. Лютеж в августе. В то же время в пробе из пелагиали водохранилища (июль) потенциально токсичные виды не обнаружены. Состав фитопланктона этих проб существенно не отличался. Не исключено, что появление токсичных видов водорослей в литорали водохранилища могло быть связано с негативным аллелопатическим влиянием высших водных растений на представителей Cyanophyta.

Исследования показали (табл. 2), что в пробах, где обнаружены токсигенные виды, в среднем была выше бихроматная окисляемость воды и ниже (в 2 раза) отношение содержания аммонийного азота к нитратному ($N_{ам}/N_{нитр.}$), а также соотношение концентраций растворенного минерального азота и фосфора – N/P (в 1,35 раза), по сравнению с теми образцами, где ген *mcuE* не был выявлен.

Таблица 2

Сравнительная характеристика гидрохимических показателей проб с наличием (+) или отсутствием (-) гена синтеза микроцистина *mcuE*

Ген <i>mcuE</i>	pH	БО, мг O ₂ /дм ³	$\Sigma N_{мин.}$ мг N/дм ³	$N_{ам}/N_{нитр.}$	P-PO ₄ ³⁻ , мг P/дм ³	N/P
+	<u>7,3–9,3</u> 8,3	<u>0,3–100,0</u> 50,9	<u>0,37–1,05</u> 0,51	<u>1,0–6,3</u> 2,4	<u>0,05–0,20</u> 0,13	<u>2,0–10,1</u> 4,9
-	<u>8,26–8,5</u> 8,3	<u>5,3–33,0</u> 14,5	<u>0,38–1,00</u> 0,62	<u>2,5–7,9</u> 4,9	<u>0,06–0,16</u> 0,11	<u>2,8–10,7</u> 6,6

Примечание: в числителе – пределы, в знаменателе – среднее; $N_{ам.}/N_{нитр.}$ – отношение концентраций аммонийного и нитратного азота.

Высокое содержание минерального растворенного фосфора в воде, низкое отношение азота к фосфору свидетельствует о лимитировании развития водорослей по азоту. Это может усиливать антагонистические взаимоотношения между ними и выживание в этих условиях видов с сильным аллелопатическим потенциалом, а также способствовать экспрессии генов токсичности и синтезу токсинов.

Выводы

1. Ген синтеза микроцистина *mcuE* был обнаружен в большинстве исследуемых проб – 66,7%. Наличие его в фитопланктоне во время “цветения” воды Cyanophyta не зависело от типа водного объекта.
2. Ген *mcuE* чаще обнаруживался в полидоминантных сообществах по сравнению с монодоминантными, что может быть связано с участием микроцистина в аллелопатических взаимоотношениях между видами.
3. В образцах, где обнаружены токсигенные виды Cyanophyta, бихроматная окисляемость воды была выше, а отношение содержания аммонийного азота к нитратному ($N_{ам}/N_{нитр.}$) и соотношение концентраций растворенного минерального азота и фосфора (N/P) ниже, по сравнению с теми образцами, где ген *mcuE* не был выявлен.

Робота виконана при піддержке грантов ДФФИ-РФФД - 2009, № 28.6/013, РФФИ № 10-04-01613а, № 09-04-90420 -Укр_а и МК-1239.2010.4.

1. *Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши* / под ред. А.Д. Семёнова. – Л.: Гидрометеиздат, 1977. – 542 с.
2. Тихонова И.В. Анализ цианобактерий озера Байкал и Усть-Илимского водохранилища на наличие гена синтеза микроцистина / И.В. Тихонова, О.И. Белых, Г.В. Помазкина, А.С. Гладких // Докл. РАН. – 2006. – Т. 409, № 3. – С. 425–427.
3. *Топачевский А.В.* Пресноводные водоросли Украинской ССР / Топачевский А.В., Масюк Н.П.. – К.: Вища школа, 1984. – 333 с.
4. *Jungblut A.D.* Molecular identification and evolution of the cyclic peptide hepatotoxins, microcystin and nodularin, synthetase genes in three orders of cyanobacteria / Jungblut A.D., Neilan A.B. // Arch. Microbiol. – 2006. – Vol. 185. – P. 107–114.
5. *Sivonen K.* Cyanobacterial toxins / K. Sivonen, G. Jones // Toxic cyanobacteria in water. A guide to their public health consequences, monitoring and management / Eds. I. Chorus, J. Bartram: EFN Spon. – London, 1999. – P. 41–111.
6. *Tillett D.* Structural organization of microcystin biosynthesis in *Microcystis aeruginosa* PCC7806: an integrated peptide–polyketide synthetase system / D. Tillett, E. Dittmann, M. Erhard, H. von Dohren [et al.] / Chem Biol. – 2000. – Vol. 7. – P. 753–764.
7. *Welker M.* Cyanobacterial peptides – nature's own combinatorial biosynthesis / M. Welker // FEMS Microbiol. Rev. – 2006. – Vol. 30. – P. 530–563.

А.В. Курейшевич¹, Л.П. Ярмошенко¹, Н.І. Кірпенко¹, О.І. Бєлєх², Е.Г. Сороковікова²

¹Інститут гідробіології НАН України, Київ

²Лімнологічний інститут Сибірського відділення РАН, Іркутськ, Росія

ДО ПИТАННЯ ПРО ЧИННИКИ, ЩО СПРИЯЮТЬ РОЗВИТКУ ТОКСИЧНИХ ВИДІВ CYANOPHYTA

Ген *mcyE* синтезу мікроцистину було зафіксовано у 66,7% досліджуваних проб, відібраних у різноманітних водних об'єктах України під час масового розвитку синьо-зелених водоростей. Він частіше виявлявся в полідомінантних угрупованнях порівняно з монодомінантними.

Ключові слова: синьо-зелені водорості, мікроцистин, монодомінантні і полідомінантні угруповання

A.V. Kureyshevich¹, L.P. Yarmoshenko¹, N.I. Kirpenko¹, O.I. Belich², E.G. Sorokovikova²

¹ Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

² Limnology Institute of the Siberian Separation of RAS, Irkutsk, Russia

TO QUESTION ABOUT FACTORS WHICH ASSIST TO DEVELOPMENT OF TOXIC TYPES OF CYANOPHYTA

The gene *mcyE* of microcystin synthesis was detected in 66,7% investigated samples collected from the different water bodies of Ukraine during the mass development of blue green algae. It was revealed more often in polydominant communities than in monodominant ones.

Key words: blue green algae, microcystin monodominant and polydominant communities

УДК [504.064.36:574]

Л.А. КУЧАЙ, Е.Н. СОКОЛОВА

Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН

пос. Борок Некоузского р-на, Ярославская обл., 152742, Россия

ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ НОРМИРОВАНИЕ ХАРАКТЕРИСТИК ЭКОСИСТЕМЫ (НА ПРИМЕРЕ ОЗЕРА НЕРО)

В работе рассматривается возможность использования функции желательности для нормирования характеристик водоема с целью оценки состояния его экосистемы на примере озера Неро. Используется функция желательности Харрингтона. Составлена таблица экологических норм для первичной продукции, хлорофилла *a*, биогенных элементов и органического вещества.

Ключевые слова: экосистема, экологическое нормирование, функция желательности

В настоящее время существует множество разнообразных индексов для оценки состояния экосистем: по продукционным показателям, по содержанию биогенных элементов, по содержанию кислорода. Но все большее количество сторонников появляется у обобщенной оценки благополучия экосистем с помощью интегрированного ответа на вопрос о “здоровье” ее компонентов. Это означает оценку состояния системы по биотическим показателям, что иначе называется биоиндикацией.

Биоиндикация, как правило, требует перевода числовых значений индикаторной характеристики в качественные градации шкалы “хорошо – плохо” или “благополучие – неблагополучие”, для чего строится “функция желательности”, позволяющая отображать количественные показатели через обобщенные шкалы критериев качества. Соотнесение текущего значения индикаторной характеристики с максимумом или признание наиболее вероятного значения этой характеристики наиболее предпочтительным (желательным) – это различные формы построения шкал. Таким образом, функция желательности – это функция, которая конкретным значениям экологического параметра ставит в соответствие условные баллы экологического состояния.

Целью работы было составление таблицы нормированных значений ряда гидрохимических и гидробиологических характеристик конкретной экосистемы на основе построения для них функций желательности.

Материал и методы исследований

Расчет функций желательности начинают с выбора для каждого экологического фактора места на шкале, разделенной на отрезки от 0 до 1, такой, что значениям этого фактора, наиболее благоприятным для нормального функционирования экосистемы, сопоставляются значения близкие к 1 (например, от 0,6 до 1,0). Величинам фактора, которые по каким-либо соображениям считаются “плохими”, отводятся на шкале желательности значения, близкие к 0 (обычно от 0 до 0,4).

В качестве начального приближения некоторыми авторами предлагается строить шкалу желательности на основе эмпирической функции распределения. Функция желательности может быть также построена через указание левой и правой границ диапазона желательности; по левой (или правой) границе и месту расположения оптимального значения желательности [2].

Для значений большинства биотических и абиотических факторов экосистемы в принципе должны быть установлены как минимальные, так и максимальные допустимые уровни. Способ их установления зависит от степени изученности конкретной экосистемы.

В настоящей работе функции желательности использованы для нормирования некоторых компонентов экосистемы озера Неро, в частности, содержания хлорофилла, биогенных элементов и органического вещества. Используются данные наблюдений на 16 станциях озера в течение вегетационных периодов 1987–1989 гг. и 2002–2004 гг., опубликованные в монографиях [1, 3].

Результаты исследований и их обсуждение

Анализ данных и составление таблицы проведено с помощью функции желательности Харрингтона (табл. 1), в которой точки перегиба принимаются за границы классов.

Преобразование количественных значений компонентов в уровни желательности на шкале Харрингтона предполагает знание некоторых границ исходных показателей, соответствующих области благополучия.

Таблица 1

Шкала Харрингтона

Оценка	Интервалы значений функции желательности
Очень хорошо	1,00–0,80
Хорошо	0,80–0,63
Удовлетворительно	0,63–0,37
Плохо	0,37–0,20

Функция желательности Харрингтона имеет вид:

$G(x) = \exp(-Z^2(x))$, где $Z(x) = (2x - a - b)/(b - a)$; a – левая, b – правая граница диапазона желательных измерений рассматриваемого компонента.

Кроме того, для оценки экологической ситуации можно рассчитать обобщенную желательность: $D = (d_1 \cdot d_2 \cdot \dots \cdot d_n)^{1/m}$, где d_i – желательность i -того компонента, а m – число компонентов, использованных для расчета. Располагая на шкале 0–1 полученные значения D различных водных экосистем, можно сравнивать их состояния.

Для конкретного водоема произвол в выборе двусторонних границ его компонентов может быть устранен, если принять за наиболее предпочтительные величины этих компонентов среднеарифметические значения рядов многолетних наблюдений, и установить границы благополучия с помощью среднеквадратического отклонения.

Функции желательности построены для следующих гидрохимических и гидробиологических характеристик экосистемы озера: хлорофилла *a*, продукции, деструкции, аммонийного и общего азота, общего фосфора, БПК₅, ХПК, органического вещества, pH, магния, кальция, сульфатов. Для примера здесь приведена функция желательности компонента ХПК (рис.).

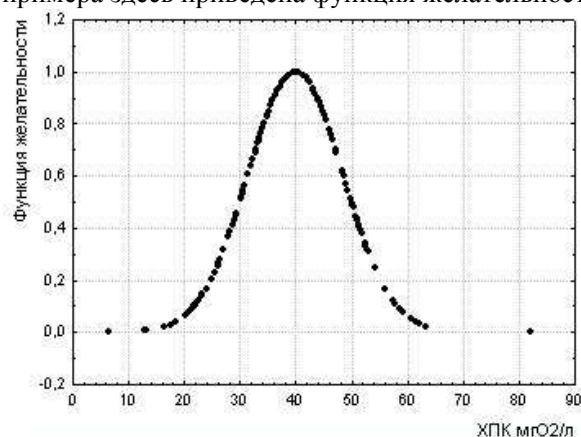


Рис. Функция желательности компонента ХПК

На основе этих функций рассчитаны разные диапазоны значений характеристик, составлена таблица (табл. 2), которая дает возможность по результатам последующих измерений сразу произвести оценку современного состояния экосистемы по выбранным показателям.

Таблица 2

Нормы для содержания хлорофилла, первичной продукции, биогенных элементов и органического вещества в озере Неро

Оценка	Интервал значений Ф.Ж.	Хл. <i>a</i> , мкг/ дм ³	ПП мгО ₂ / дм ³ сут	Нобщ, мг/дм ³	Робщ, мг/дм ³	NH ₄ ⁺ мг/дм ³	БПК ₅ мгО ₂ / дм ³	ХПК мгО ₂ / дм ³	Собщ, мг/ дм ³	pH
Очень хорошо	1–0,8	52–78	3–6	1,3–1,8	0,085–0,12	0,035–0,065	4,5–7,5	34–46	13–17	8,2–8,6
Хорошо	0,8–0,63	44–52 78–86	2–3 6–7	1,2–1,3 1,8–2,0	0,088–0,085 0,12–0,13	0,025–0,035 0,065–0,075	4–4,5 7,5–7,8	32–34 46–50	12–13 17–18	8,1–8,2 8,6–8,8
Удовлетворительно	0,63–0,37	36–44 86–96	1–2 7–8	1,0–1,2 2,0–2,15	0,07–0,08 0,13–0,14	0,015–0,025 0,075–0,08	3–4 8–9	28–32 50–52	10,5–12 18–19	7,9–8,1 8,8–8,9
Плохо	0,37–0,20	28–36 96–104	0,5–1,0 8,0–9,5	0,85–1,0 2,15–2,3	0,06–0,07 0,14–0,15	– 0,08–0,095	2,5–3 9–9,5	24–28 52–56	9–10,5 19–20	7,7–7,9 8,9–9,0
Очень плохо	0,2–0	< 8 >104	<0,5 >9,5	<2,15 >2,3	<0,06 >0,15	– >0,095	<2,2 >9,5	<24 >56	<9 >20	<7,7 >9,0

Выводы

Таким образом, сопоставляя вновь полученные данные наблюдений компонентов озера год от года, можно утверждать, в каком направлении изменяется экосистема. Для оценки экологической ситуации можно рассчитать обобщенную желательность: $D=(d_1*d_2*...*d_n)^{1/n}$, где d_i – желательность i -того компонента, а n – число компонентов, использованных для расчета.

Располагая на шкале 0–1 полученные значения D различных водных экосистем, можно сравнивать их состояния.

Работа выполнена при поддержке гранта РФФИ №10-05-00593.

1. Бикбулатов Э.С. Гидрология и гидрохимия озера Неро / Э.С. Бикбулатов, Е.М. Бикбулатова, А.С. Литвинов, С.А. Поддубный. – Рыбинск, 2003. – С.190.
2. Левич А.П. Теоретические и методические основы технологии регионального контроля природной среды по данным экологического мониторинга / А.П. Левич, Н.Г. Булгаков, В.Н. Максимов. – М.: НИИ Природа, 2004. – С. 273.
3. Состояние экосистемы озера Неро в начале XXI века. – М.: Наука, 2008. – С. 406.

Л.А. Кучай, Е.Н. Соколова

Інститут біології внутрішніх вод ім. І.Д. Папаніна РАН, Борок, Росія

ЕКОЛОГІЧНЕ НОРМУВАННЯ ХАРАКТЕРИСТИК ЕКОСИСТЕМИ (НА ПРИКЛАДІ ОЗЕРА НЕРО)

В роботі розглядається можливість використання функції бажаності для нормування характеристик водойми з метою оцінки стану його екосистеми на прикладі озера Неро. Використовується функція бажаності Харрінгтона. Складена таблиця екологічних норм для первинної продукції, хлорофілу *a*, біогенних елементів і органічної речовини.

Ключові слова: екосистема, екологічне нормування, функція бажаності

L.A. Kuchay, E.N. Sokolova

Institute of Biology of Inside Water RAS, Borok, Russia

ECOLOGICAL SETTING OF NORMS OF DESCRIPTIONS OF ECOSYSTEM (ON EXAMPLE OF LAKE OF NERO)

The work considers the possibility of the application of the desirability function for valuation of the waterbody characteristics and assessment of its state by the example of Lake Nero. The Harrington's desirability function has been used. Ecological standards for the primary production, chlorophyll "a", biogenic elements and organic matter have been summarized in the table.

Key words: ecosystem, ecological setting of norms, function desirability

УДК 504.05

Ю.О. ЛАХАЙ¹, Й.В. ГРИБ²

¹Національний авіаційний університет
пр-т Космонавта Комарова, 1, Київ 03680, Україна

²Інститут гідробіології НАН України
пр-т Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210

ШАЦЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ ПАРК: ПОТЕНЦІЙНА ЗАГРОЗА ВОДНИМ ОБ'ЄКТАМ ВІД ГОСПОДАРСЬКОЇ ДІЯЛЬНОСТІ (ОГЛЯД)

Дана порівняльна оцінка впливу меліоративних систем на екосистему Шацьких озер і оцінку потенційного впливу другої черги Хотиславського кар'єру піску і крейди на навколишні озера Шацького національного природного парку.

Ключові слова: Шацькі озера, осушувальна меліорація, оз. Луки, Хотиславський кар'єр, Копайівська осушувальна система

Шацьке поозер'я, що включає біля 30 озер переважно карстового походження, знаходиться в межиріччі р. Західний Буг та р. Прип'ять. Дана територія поєднує в собі іхтіоценоз Балтійського та Чорноморського басейнів (через р. Віслу та р. Дніпро). Тут знаходиться своєрідна перлина Європи - оз. Світязь, одне з найглибших (58 м) та найчистіших (прозорість 5–6 м) в Україні [6]. Воно має вигляд овала, площею 25,2 км. За хімічним складом вода озера гідрокарбонатно-кальцієва з

високим вмістом гліцерину та срібла. Світязь має високі рекреаційні та оздоровчі характеристики і є основним місцем локалізації європейського вугра [5].

Сполучення оз. Світязь з оз. Луки за рахунок прокладання каналу сприяло зниженню рівня дзеркала води озера на 0,6 м, що вплинуло на стан мілководь та нерестові території (затока Бужня) [3, 6]. Однак найбільшу шкоду проведення осушувальних робіт завдало озеру Луки, біля східного боку берега якого прокладений магістральний канал Копайівської осушувальної системи [8]. Проблема збереження Шацьких озер також загострює будівництво другої черги Хотиславського кар'єру піску та крейди на кордоні Білорусі та України [7].

Матеріал і методи досліджень

Проблема досліджувалася на основі аналітичного опрацювання літературних джерел та за матеріалами слухань у квітні 2009 року. В ході роботи був використаний метод порівняння впливу Копайівської осушувальної системи та потенційного впливу другої черги Хотиславського кар'єру піску та крейди.

Результати досліджень та їх обговорення

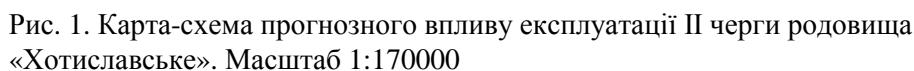
Згідно діючих чинників була складена порівняльна таблиця впливів на гідроекологічну ситуацію Шацьких озер (оз. Луки) та річок Рита, Малорита і озера Турське (табл.). На основі матеріалів геологічної розвідки вважається, що основний вплив діяльності Хотиславського кар'єру буде спрямований на південно-східну сторону території України та захопить озера Кримно, Оріхове, Пісочне, Турське, Святе, р. Риту, заказник «Липин» та населені пункти Мельники, Гута, Заболоття, Заліси, Тур, Жиричі, Сільця-Млинівські. Контур зони впливу пройде за 6 км від Світязя. Це вплине не тільки на водоспоживання (шахтні колодязі), але і на біопродуктивність сільгоспугідь, продуктивність диких ягідників та грибну мікоризу [1, 4].

Перетворення р. Рити в скидний канал дренажних вод повністю виключить її з репродукційного циклу аборигенної та інтродукованої іхтіофауни. Розміри депресійної лійки, згідно даних математичного моделювання, складатимуть 28,0 км в субширотному і 38,0 км субмеридіальному напрямках. Важко прогнозувати поведінку підземних потоків води в тріщинуватих породах [2].

Таблиця

Порівняння наслідків господарської діяльності від осушувальних меліорацій та планової розбудови Хотиславського кар'єру

№ п/п	Характеристики	Область впливу	
		Копайівська осушувальна система оз. Луки	Хотиславський кар'єр, II черга
1	Зона впливу на прилеглі озера, км	1,5 – 2,0	10,0 – 15,0
2	Відтік ґрунтових вод, пониження рівня, м	Спостерігається пониження рівня оз. Луки на 0.6 м	Повна зміна поверхневого живлення озер
3	Відтік підземних (кар'єрних) вод при повній потужності кар'єру	Не спостерігається	Відстань впливу на рівень озер не досліджена. Існує потенційна загроза, враховуючи специфіку живлення озер підземними водами р. Рита
4	Зміна гідрохімічного режиму поверхневих вод	р. Копайівка	р. Рита
5	Порушення шляхів міграції європейського вугра	Не порушені	Порушені
6	Вплив на суходільні біогеоценози	Зміна болотної рослинності	Повна зміна суходільних біогеоценозів, опустелювання, забруднення торф'яників
7.	Обсяги відведеної води з покладів тріщинуватої крейди Волино-Подільської плити	Не відводиться	50 тис. м ³ щодоби
8.	Зміна умов проростання ягідників, рослинності, грибів	В зоні погіршилися, що перевищує вдвічі поверхню порушених земель	Повна деградація в зоні депресійної воронки, десятки кілометрів
9.	Зміна кореневого живлення дерев	Погіршилося в прилеглій зоні	Висихання лісів



1. Відпрацьовані торфовища меліоративних систем вимагають реабілітації (заліснення, заболочування, створення рибоводних господарств).
2. Проектування і будівництво другої черги Хотиславського кар'єру на кордоні з Україною створює загрозу для Західно-Бужньо-Прип'ятського поозер'я як серцевини міждержавного заповідної території «Західне Полісся».
3. Дослідно-промислову розробку родовища не слід проводити до проведення детальної екологічної експертизи проекту та складання ОВНС.

- ISSN 2078-2357. Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біол., 2010, № 2 (43) 315

8. Хомік Н. Еколого-меліоративний моніторинг в комплексі інтегрованого управління водними ресурсами ШНПП / Н. Хомік // Мат. І Міжн. наук.-практ. конф.ї 22-24 травня 2008 р. – Луцьк: РВВ «Вежа» Волин. нац. ун-ту ім. Лесі Українки, 2008. – С. 261.

Ю.О. Лахай¹, Й.В. Гриб²

¹Национальный авиационный университет, Киев, Украина

²Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

ШАЦКИЙ НАЦИОНАЛЬНЫЙ ПАРК. ПОТЕНЦИАЛЬНАЯ УГРОЗА ВОДНЫМ ОБЪЕКТАМ ОТ ХОЗЯЙСТВЕННОЙ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ (ОБЗОР)

Дана сравнительная оценка влияния мелиоративных систем на экосистему Шацких озер и оценку потенциального влияния второй очереди Хотиславского карьера песка и мела на близлежащие озера Шацкого национального естественного парка.

Ключевые слова: Шацкие озера, осушительная мелиорация, оз. Луга, Хотиславский карьер, Копаневская осушительная система

J.A. Lakhaj¹, Y.V. Gryb²

¹ National Aviation University Ukraine, Kyiv

² Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

SHATSK NATIONAL PARK. POTENTIAL THREAT OF WATER BODIES FROM OPERATIONS (REVIEW)

The comparative assessment of the impact of land reclamation systems on Shatsk Lakes ecosystem was given and the potential impact of the second stage of Hotyslavskiy sand and chalk quarry on nearby Lake of Shatsk National Park was assessed.

Key words: Lake of Shatsk National park, land-reclamation systems

УДК 594.38:591.5

А.М. ЛЕЙЧЕНКО

Житомирський державний університет ім. Івана Франка

вул. Велика Бердичівська, 40, Житомир 10008, Україна

ЕКОЛОГІЧНІ ОСОБЛИВОСТІ МОЛЮСКІВ РОДИНИ *PHYSIDAE* (MOLLUSCA: GASTROPODA: PULMONATA) УКРАЇНИ

Оцінено ступінь екологічної пластичності молюсків родини *Physidae* України щодо дії на них низки абіотичних чинників середовища. Встановлено, що *Ph. fontinalis*, *Ph. adversa*, *Ph. skinneri* характеризуються ширшим діапазоном екологічної валентності порівняно з *Phys. acuta*, *Phys. heterostropha*, *C. integra*.

Ключові слова: молюски, *Physidae*, екологія, чинники водного середовища

Пухирчикові (*Physidae* Fitzinger, 1833) поширені в усій Україні, але дуже нерівномірно. Як в якісному, так і в кількісному відношенні їх фауна значно різноманітніша і багатша на півдні і бідніша на півночі та північному заході. У водоймах і водотоках нашої держави нині пухирчикові представлені сімома видами, які належать до двох підродин. Підродина *Aplexinae* представлена єдиним видом – *Aplexa hypnorum* (Linné, 1758), а підродина *Physinae* – шістьма видами: *Physa fontinalis* (Linné, 1758), *Ph. adversa* (Costa, 1778), *Ph. skinneri* (Taylor, 1954), *Physella acuta* (Draparnaud, 1805), *Phys. heterostropha* (Say, 1817), *Costatella integra* (Haldeman, 1841).

У зв'язку з недостатньою вивченістю молюсків цієї родини нами здійснено їх детальніше дослідження.

Матеріал і методи досліджень

Молюсків зібрано у басейнах крупних річок України (Західний Буг, Дністер, Південний Буг, Дніпро, Сіверський Донець) в 2007–2010 рр. Попереднє визначення видів здійснювали, використовуючи традиційні конхіологічні методи [4, 6–8]. Екологічні особливості досліджували згідно загальноприйнятих методик [9].

Результати досліджень та їх обговорення

Якісна різноманітність і кількісний розвиток пухирчикових, а також особливості їх поширення по території України, зумовлені сукупною дією багатьох чинників водного середовища, а саме: абіотичних (температура, швидкість течії, глибина, прозорість води, характер субстрата, активна реакція середовища, газовий режим, вміст органічних речовин у воді) і біотичних. Пухирчикові – пойкилотермні організми, тому температура середовища має для них дуже велике значення. Ріст пухирчикових розпочинається навесні, коли температура води поступово підвищується від зимового мінімуму ($-5-0^{\circ}\text{C}$) до літнього максимуму ($20-25^{\circ}\text{C}$). Влітку їх ріст досягає максимального значення, а восени поступово завмирає, припиняючись взимку взагалі. Як правило, пухирчикові живуть переважно у постійних водоймах, які нерідко досить різняться між собою особливостями гідрологічного і гідрохімічного режимів. У зимовий період в Україні вони зазвичай ведуть досить активний спосіб життя за умови, якщо температура води не опускається нижче $2-4^{\circ}\text{C}$. Температура $-0,4^{\circ}\text{C}$ викликає переохолодження і оціпеніння цих тварин. Температура $-1-2^{\circ}\text{C}$ є для них згубною: перебування їх при такій температурі водного середовища протягом 2 год призводить до загибелі тварин [3, 4, 8]. Інтенсивність споживання кисню пухирчиковими з зниженням температури зменшується.

У невеличких і неглибоких водоймах, що взимку промерзають до дна, їх мешканці вмерзають у лід, і стають компонентами особливого екологічного угруповання, названого В.І. Жадіним пагоном [2]. Багато з них після танення льоду виявляють усі ознаки життєздатності. Щодо пухирчикових, то для них перебування у складі пагону закінчується найчастіше летально. Наприклад, у сувору і багатосніжну зиму 2009–2010 рр. через промерзання водойм до дна загинули усі *Ph. fontinalis* з невеличкого ставка поблизу Озерного (Житомирська обл.). У невеличких водоймах зимова сплячка цих молюсків є тривалою: вона становить 70–90 діб. У цей період пухирчикові перебувають або безпосередньо у товщі донних відкладень, або між коренів вищої водної рослинності. З поступовим підвищенням температури впродовж весни зростає чисельність молюсків у прибережній зоні водойми, де вода більш прогрівається. Згідно наших даних, у Південному Бузі (Южноукраїнськ Миколаївської обл.) за температури води 16°C щільність поселення *Phys. acuta* і *Phys. heterostrophia* у ріпалі цієї річки становить 85 екз./м², а з підвищенням температури до 25°C вона сягає значення 1200 екз./м². В останні роки за високих літніх температур чимало тимчасових водойм пересихали. За таких умов пухирчикові впадають в літню сплячку, яка триває від 30 до 140–150 діб. Так, *A. hypnorum* при пересиханні водойми щільно прилягає вустям черепашки до вологого ґрунту, а *Ph. fontinalis* занурюється у вологі донні відкладення на глибину 2–5 см.

Всі пухирчикові – стагнофіли [1, 8] – вони віддають перевагу стоячим або слабко протічним водоймам, швидкість течії в яких не перевищує 0,1 м/с. Так, *Ph. fontinalis*, *Ph. adversa* і *Ph. skinneri* зустрічаються у стоячих водоймах або у водоймах з слабкою течією (0,03–0,05 м/сек.). Щодо *Phys. acuta*, *Phys. heterostrophia* і *C. integra*, вони заселяють біотопи різноманітного екологічного характеру: повільні пересихаючі струмки, меліоративні рови, канали, малі річки, ставки, озера, канали меліоративних систем, декоративні басейни, де течія, якщо й наявна, то її швидкість не перевищує 0,1 м/сек.

Physidae – стенобатні мілководні молюски. Зазвичай вони оселяються у прибережній зоні водойм, в яких глибина не перевищує 0,6 м. Вода на такій глибині добре прогрівається, що сприяє доброму росту і розвитку водної рослинності, замуленню донних відкладень, а це призводить до збільшення щільності поселення пухирчикових у різні пори року. У глибших водоймах ці молюски, зазвичай, здійснюють вертикальні сезонні міграції. Наприклад, *Ph. adversa* у Росі (Корсунь–Шевченківський Черкаської обл.), *Ph. skinneri* у Сереті (Тернопіль), *Phys. acuta* в Північнокримському каналі (Нова Каховка Херсонської обл.), *Phys. heterostrophia* у Салгірі (Гвардійське, АР Крим) з настанням холодів з прибережних мілководь водотоків і стоячих водойм мігрують на більші глибини – 1–1,5, а часом і до 2–3 м.

Щодо реакції на ступінь прозорості води, то пухирчикові, які належать до різних видів, майже не відрізняються між собою. Вони віддають перевагу біотопам з прозорістю води до дна. Однак ці молюски здатні витримувати тимчасові зростання каламутності води, наприклад, під час повеней та злив.

Усі субстрати, на яких виявлено молюсків родини *Physidae*, можна поділити на три великі групи: донні відкладення, рослинний субстрат, алохтонний матеріал. Дві перші з них є природними субстратами, а третя – це переважно продукти забруднення водойм. Пухирчикові трапляються на всіх типах донних субстратів, але перевагу віддають природним субстратам (табл. 1).

Ступінь приуроченості (%) молюсків родини *Physidae* до різних субстратів

Донні відкладення	Рослинний субстрат	Алохтонний матеріал
15,79	81,57	2,64

Усі пухирчикові – фітофільні види, приурочені до заростей вищої водяної рослинності. Згідно з нашими спостереженнями і літературними даними [2, 4], пухирчикові віддають перевагу заростям м'якої водяної рослинності – куширу зануреному (*Ceratophyllum demersum* L.), рдеснику кучерявому (*Potamogeton crispus* L.), їжачій голівці простій (*Sparganium simplex* Huds.), водопериці колосовій (*Myriophyllum spicatum* L.), рясці (*Lemna trisula*, *L. minor*), ушкодженими і мацерованими тканинами яких вони охоче живляться. Зрідка вони трапляються і на жорсткій рослинності – хвощі польовому (*Equisetum arvense* L.), очереті звичайному (*Phragmites australis* Cav.), рогозі широколистому (*Typha latifolia* L.), очереті укоріненному (*Scirpus radicans* Schkur.), оселяючись здебільшого на прикореневих ділянках рослин. Досить сприятливим субстратом для життєдіяльності цих тварин є, крім того, потужний прошарок водоростей (Ulotrichales, Cladophorales), який утворюється на дні стоячих і слабо проточних водойм, у котрих часто зустрічається *Ph. fontinalis* і *Ph. adversa*.

Пухирчикові трапляються хоча й рідше, але безпосередньо на донних відкладеннях різної природи. Наприклад, *Phys. acuta* і *Phys. heterostrophia* нерідко трапляються на гальково-щебнистих донних відкладеннях (Південний Буг, Южноукраїнськ Миколаївської обл.; Західний Буг, Добровір Львівської обл.; канал Дніпро–Донбас, Могилів Донецької обл.; Дніпровське водосховище, Михайлівка Донецької обл.), а *Ph. fontinalis* і *Ph. adversa* – на піщаних, піщано-мулистих і мулистих донних відкладеннях (р. Кам'янка, Кам'янка–Бузька Львівської обл.; р. Уборть, Олевськ Житомирської обл.; р. Ворскла, Климентове Сумської обл.; р. Сула, Лубни Полтавської обл.).

Вони належать до стеноіонних олігогідрогеніонних організмів, які не витримують великих коливань рН середовища. В Україні вони віддають перевагу слабколужним водам (рН 7,25 – 8,76). У межах мезотипу цього фактора нами виявлено *Ph. fontinalis*, *Ph. adversa*, *Ph. skinneri* і *C. integra*, а у політипі його – *Phys. acuta* і *Phys. heterostrophia* (рН 8,76).

Ця група тварин належить до стеноксифіонних організмів. Вони знаходять оптимальні умови існування при високих значеннях вмісту кисню у водоймі (р. Кам'янка, Кам'янка–Бузька Львівської обл.; Західний Буг, Добровір Львівської обл.; р. Уж, Коростень Житомирської обл.; р. Інгулець, Світловодськ Кіровоградської обл.; р. Сула, Лубни Полтавської обл.; р. Самара, Хороше Дніпропетровської обл.; р. Кам'янка, Кам'янське Запорізької обл.).

Щодо вмісту органічних речовин у водоймі, то *Phys. acuta* і *Phys. heterostrophia* віддають перевагу водоймам з високим вмістом органічних речовин (8–12 мгО₂/дм³), а *Ph. fontinalis* і *Ph. adversa* – водоймам з малим вмістом органічних речовин (1–2 мгО₂/дм³).

Висновки

Оцінюючи екологічну пластичність пухирчикових України загалом, можна відзначити, що *Ph. fontinalis*, *Ph. adversa*, *Ph. skinneri* характеризуються ширшим діапазоном екологічної валентності порівняно з *Phys. acuta*, *Phys. heterostrophia*, *C. integra*.

1. Богачова А.М. Сучасний стан і ретроспективний огляд фауни пухирчикових (Mollusca: Gastropoda: Physidae) Волинського Полісся // Стан і біорізноманіття екосистем Шацького національного природного парку. Мат. наук. конф. 11–14 вересня 2008 р., Шацьк / Стадніченко А.П., Янович Л.М. – Львів: «СПОЛОМ», 2008. – С. 13–16.
2. Жадин В.И. Пресноводные моллюски СССР / В.И. Жадин. – Л.: Ленснбтехиздат, 1933. – 232 с.
3. Жадин В.И. Фауна СССР. Т. 4. Моллюски семейства Unionidae / В.И. Жадин. – М.-Л.: Изд-во АН СССР, 1938. – 167 с.
4. Жадин В.И. Моллюски пресных и солоноватых вод СССР / В.И. Жадин. – М.-Л.: Изд-во АН СССР, 1952. – 376 с.
5. Путь А.Л. Пресноводные моллюски УССР: автореф. дис. на соискание науч. степени канд. биол. наук / А.Л. Путь. – К., 1956. – 22 с.
6. Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий / Я.И. Старобогатов, Л.А. Прозорова, В.В. Богатов, Е.М. Саенко. – С-Пб.: Наука, 2004. – Т. 6. – С. 9 – 492.
7. Сон М.О. Моллюски-вселенцы в пресных и солоноватых водах Северного Причерноморья / М.О. Сон. – Одесса: Друк, 2007. – 131 с.
8. Стадніченко А.П. Прудовиковые (пузырчиковые, витушковы, катушковы) / А.П. Стадніченко. – К.: Наук. думка 1990. – 290 с.
9. Щербак В.І. Методичний посібник з визначення якості води / Е.О. Аристархова, Г.Є. Бойко, Ю.Л. Гучек, Т.М. Косочова [и др.]. – К., 2002. – 51 с.

А.М. Лейченко

Житомирский государственный университет им. Ивана Франко, Украина

ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ МОЛЛЮСКОВ СЕМЕЙСТВА PHYSIDAE
(MOLLUSCA: GASTROPODA: PULMONATA) УКРАИНЫ

Оценена степень экологической пластичности моллюсков семейства Physidae Украины относительно действия на них ряда абиотических факторов среды. Установлено, что *Ph. fontinalis*, *Ph. adversa*, *Ph. skinneri* характеризуются более широким диапазоном экологической валентности сравнительно с *Phys. acuta*, *Phys. heterostropha*, *C. integra*.

Ключевые слова: моллюски, Physidae, экология, факторы водной среды

А.М. Leychenko

Zhytomyr Ivan Franko State University, Ukraine

ECOLOGICAL FEATURES OF SHELLFISHES OF FAMILY PHYSIDAE (MOLLUSCA:
GASTROPODA: PULMONATA) OF UKRAINE

Assess the degree of environmental plasticity mollusc family Physidae Ukraine's exposed to some abiotic environmental factors. Found that *Ph. fontinalis*, *Ph. adversa*, *Ph. skinneri* characterized by a wider range of ecological valency compared to *Phys. acuta*, *Phys. heterostropha*, *C. integra*.

Key words: mollusc, Physidae, ecology, factors of water environment

УДК [06.053:(574.5:556.16)](282.243.742]

О.М. ЛЕТИЦЬКА, С.О. АФАНАСЬЄВ

Інститут гідробіології НАН України

пр-т Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210

ОЦІНКА ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ РІЧОК ЗАКАРПАТТЯ В УМОВАХ ВПЛИВУ РІЗНИХ АНТРОПОГЕНИХ ЧИННИКІВ

Здійснено дослідження річок Карпат. Показано, що хронічне забруднення, засмічення русел та руйнація біотопів призводять до деградації угруповань. Віддалені наслідки залпових забруднень фактично не індикуються змінами складу гідробіонтів, однак відображаються розмірно-віковими характеристиками популяцій окремих видів.

Ключові слова: екологічний стан, донна фауна, антропогенний вплив

Найбільші негативні зміни в екологічному стані гірських річок Карпат визначаються хронічними та відносно короточасними забрудненнями різного походження. Крім того, вагомим фактором негативного впливу на річкові екосистеми є інтенсивні лісорозробки на водозбірній площі, що призводять до майже повної руйнації природних біотопів та біотичних угруповань. В останні роки зростає роль гідротехнічного будівництва, пов'язаного з протипаводковими заходами та регулюванням річок, яке викликає зміни гідродинамічних процесів та згладжує природні паводкові явища.

Розроблена на принципах Водної Рамкової Директиви ЄС система оцінки екологічного стану річок RQBA та референційні значення біологічних та деяких гідроморфологічних дескрипторів в басейні Тиси [2] були апробовані на відносно непорушених річках Карпат.

Метою роботи було здійснення такої оцінки в умовах вираженої дії найбільш важливих чинників антропогенного впливу.

Матеріал і методи досліджень

Дослідження річок, що перебувають під впливом різних антропогенних чинників, були проведені в 2005–2009 рр. Обстежені річки: Тересва, на якій розпочаті роботи з побудови каскаду ГЕС; Вишеу, що знаходиться під впливом непередбачуваних залпових скидів стічних вод гірничодобувної промисловості; Піня – знаходиться в зоні хронічного забруднення комунальними стоками з великих санаторних комплексів; Потік Скородній – знаходиться в зоні лісорозробок.

Гідроморфологічна оцінка екологічного стану річок басейну Тиси виконана згідно стандартів EN 14614 [7] на основі методичних розробок О.Є. Ярошевича [5, 6]. Наведені узагальнені результати гідрохімічної оцінки базуються на неопублікованих даних Е.Й. Осійського. Найбільша увага приділялася вивченню донної фауни, яка широко використовується як для оцінки якості води, так і оцінки екологічного стану річок. Проби відбирали шляхом змиву з каміння, а також методом “kick & sweep” з урахуванням візуально виділених біотопів, відповідно до системи AQUEM. Всі розрахунки виконані за допомогою комп’ютерної програми “AquaBioBase” [3]. Окрім запропонованого раніше набору біологічних дескрипторів [2], з яких в цій роботі ми наводимо лише найбільш показовий індекс Вудівіса (TBI), також було протестовано інформаційний індекс Шеннона H' та розмірно-вікова структура популяцій водних комах.

Результати досліджень та їх обговорення

Проведені дослідження р. Тересви показали, що у верхів'ях річка має природну структуру берегів та русла. Динаміка потоку та донних наносів характерні для такого типу річок. В середній течії Тересви наявні берегоукріплюючі споруди по правому берегу, при цьому вплив штучних елементів на гідродинаміку потоку та на склад донних ґрунтів оцінено як незначний. Нижня частина річки має порушене русло, трансформація якого викликана, берегоукріплюючими спорудами на усій протяжності, забудовою заплави, та роботами з побудови каскаду ГЕС. За гідрохімічними показниками верхні ділянки Тересви – “досить чисті”, помірне забруднення води органічними речовинами від населених пунктів стає помітним в середній течії та збільшується до гирла річки.

Біота річки досить різноманітна, всього під час досліджень було виявлено 192 видів безхребетних тварин з 20 груп. Найвищі значення індексу Вудівіса (TBI) – 9–10 балів – мала верхня ділянка Тересви. В середній та нижній течії річки відмічено зниження значень TBI до 7–8 та 6–7 балів відповідно. Подібна динаміка відмічалася також для індексу Шеннона. Для верхньої ділянки річки H' становила 4,39 біт/екз; в середній частині значення індексу знижуються до 3,18 біт/екз, а у нижній її частині – до 2,38 біт/екз. Крім того, нижня ділянка річки характеризувалася збідненим видовим складом та підвищеною інтенсивністю дрейфу донних тварин. Тут відбувається часткове “«випадіння»” личинок реофільних комах, в донних відкладеннях помітне місце займають олігохети та хірономіди. Результати оцінки екологічного стану річки Тересви наведені в таблиці.

Дослідження р. Вишеу показали, що на всій її протяжності гідроморфологічні зміни є незначними. Винятком були трансформації русла в межах населених пунктів, зокрема Вишеу де Сус та Вишелуй. Забруднення, що повторюються на р. Вишеу, описані нами неодноразово. Зокрема показано, що з відстійників шахт в річку Цісла, а потім в Вишеу та Тису може одночасно потрапити близько 1 млн.т висококонцентрованих стічних вод та до 20000 т мулу з важкими металами [1].

Всього в р. Вишеу зафіксовано 57 видів безхребетних з 12 груп, однак, дослідження біотичних угруповань на момент незначного за масштабом залпового забруднення (квітень 2009) показало практично повну відсутність будь-яких організмів донної фауни та риб майже від впадіння р. Цісли до гирла досить чистого та повноводного притоку р. Руськова. Індекси TBI та H' в гирлі останньої становили 8 балів та 3,09 біт/екз відповідно. Гідрохімічні показники також дещо покращуються лише нижче впадіння р. Руськова.

Через місяць за руслом річки з'явилась велика кількість личинок хірономід перших вікових класів. Подекуди трапляються личинки волохокрильців та німфи одноденок і веснянок останніх вікових груп. Загалом тут характерна повна відсутність личинок комах 1–3 стадій розвитку для видів з коротким життєвим циклом (1–3 місяці) та старшого віку для щодо довгоживучих видів. Перші (хірономіди), за період після викиду встигли відкласти яйця та дати першу генерацію личинок, другі – результат дрейфу з чистих приток. Причому молодші генерації олігосапробних груп одноденок, веснянок та волохокрильців не витримують забруднення та елімінують. В цілому, результати оцінки екологічного стану р. Вишеу показують, що в умовах залпових забруднень погіршення екологічного стану річки добре відстежується за гідрохімічними показниками тільки в момент забруднення, а за гідробіологічними – протягом 5–7 тижнів. Загальні індекси якості води, що враховують тільки власне наявність/відсутність видів індикаторів, мають досить високі значення і вже через кілька місяців картина біоіндикації виглядає досить заспокійливою.

Річка Піня приймає комунальні стоки великих санаторних комплексів м. Сваляви та Поляни. Гідроморфологічна оцінка, проведена у верхів'ях річки, визначає її стан як відмінний. В зоні розташування санаторних комплексів порушується природна структура берега, гідродинамічні характеристики потоку та склад донних ґрунтів. Якість води верхньої течії річки за гідрохімічними характеристиками відноситься до “дуже чистої” та “чистої”. Нижче санаторних комплексів у воді

спостерігається підвищена мінералізація, надлишок органічної речовини та міогенів, вода тут характеризувалась як “забруднена” та “брудна”.

Донна фауна річки була представлена 129 видами з 20 груп. Ділянка р. Піня, яка знаходиться вище зони негативного впливу, мала найбільшу різноманітність безхребетних тварин – $H' = 4,79$ біт/екз, та високі показники індексу TBI – 8–9 балів. На ділянках максимального антропогенного навантаження, безпосередньо нижче скидів стічних вод, відбувається зниження індексу H' до 1,86 біт/екз та індексу TBI до 5–6 балів, також саме тут зафіксована найвища інтенсивність дрейфу безхребетних. Незначне покращення стану відбувається вже на відстані 1 км нижче місця скиду стічних вод, значення індексу H' підвищується до 2,28 біт/екз, одночасно індекс TBI залишається в межах 6 балів і підвищується до 7 тільки через 2–3 км.

Дослідження річки Потік Скородній, на водозбірній площі якої здійснювалися інтенсивні лісорозробки, показали, що на всій ділянці від місця робіт до гирлової частини відбулася руйнація природних біотопів, крім того спостерігалось дуже значне засмічення потоку деревиною. Хімічні показники води свідчать про забруднення потоку. Концентрація O_2 склала $7,9 \text{ мг/дм}^3$ насиченість 95%, що для гірських потоків, з урахуванням досить низької температури, є дуже низьким; $pH = 6,2$, вміст фенолів < 7 ; Серед макрофауни у великій кількості зустрічаються лише *Gammarus balcanicus* та п'явки *Erpobdella sp.*, інша фауна була відсутня.

Таблиця

Класифікація екологічного стану досліджених річок

Об'єкт	клас за морфологією	клас за хімією	клас за біологією	екологічний стан
Верхня ділянка р. Тересва	I	I	I	відмінний
Середня ділянка р. Тересва	II	II	II	добрий
Нижня ділянка р. Тересва	III	II	III	задовільний
Верхня ділянка р. Вишеу	I	V	V	дуже поганий
Нижня ділянка р. Вишеу	III	II	II	добрий
р. Руськова	I	I	I	відмінний
Верхня ділянка р. Піня	I	I	I	відмінний
Середня ділянка р. Піня	II	III	III	задовільний
Нижня ділянка р. Піня	II	III	III	задовільний
Потік Скородній	V	V	V	дуже поганий
Потік Скородній відновлений	II	III	III	задовільний

Нами проведені роботи з ренатуралізації потоку. Зроблено розчистку та відновлена природна гідроморфологія русла, в річку були заселені близько 1500 екземплярів німф веснянок та 5000 одноденок, 3000 личинок волохокрильців та 12000 інших безхребетних. Результати оцінки, проведеної через півроку, наведені в табл.

Висновки

Всі вивчені впливи обумовлюють схожі механізми змін в угрупованнях, що виражаються, переважно, в посиленні дрейфу макробезхребетних, однак залежать від виду та ступеня антропогенного навантаження. Біота річок має свій відгук, що необхідно враховувати при виборі дескрипторів та калібруванні методів оцінки. Хронічне забруднення, засмічення та руйнування біотопів, приводить до деградації та спрощенню структури угруповань. Віддалені наслідки залпових забруднень фактично не індикуються змінами складу гідробіонтів, однак добре відображаються на розмірно-вікових характеристиках популяцій.

До річок, які відповідають відмінному екологічному стану, були віднесені верхні найменш порушені та чисті ділянки. Клас якості річки переходить в гіршу категорію, коли вона протікає у межах населеного пункту чи в місцях скиду побутових стоків. Найбільш масштабні зміни в екологічному стані річок, а саме погіршення на 2–4 класи (від „відмінного” до „дуже поганого”), відбуваються при втручаннях в гідроморфологічну структуру річки та при залпових забрудненнях. Відновлення стану річок як в результаті ренатуралізації, так і після закінчення впливу забруднення, відбувається досить швидко за умови наявності джерела надходження організмів.

Отже, методика RQBA, що раніше була апробована на малопорушених річках, дає адекватні результати при оцінці екологічного стану водотоків в умовах різноманітних антропогенних впливів.

1. Афанасьев С.А. Реакция биоты горных рек на залповые загрязнения / С.А. Афанасьев // Гидробиол. журн. – 2002. – № 2. – С 42–48.

2. Афанасьев С.О. Структура біотичних угруповань та оцінка екологічного статусу річок басейну Тиси / С.О. Афанасьев. – К.: СП «Інтертехнодрук», 2006. – 101 с.
3. А. с. №31662 МОН України. Комп'ютерна програма "AquaBioBase" / С.О. Афанасьев, О.Є.Усов, О.О. Пілевич. – дата реєстрації 18.01.2010.
4. Водна Рамкова Директива. Основні терміни та їх визначення: ЄС 2000/60/ЄС. / Вид. офіц. – К., 2006. – 240 с.
5. Ярошевич О.Є. Гідроморфологічна оцінка екологічного стану річок басейну Тиси в межах України : автореф. дис. ... канд. біол. наук. / О.Є. Ярошевич. – Київ, 2007. – 20 с.
6. Ярошевич О.Є. Ідентифікація річкового басейну Тиси в межах України / О.Є. Ярошевич // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2008. – Т. 14. – С. 55–61.
7. *Water Quality. Guidance Standard for assessing the hydromorphological features of rivers: CEN 14614:2004.* – Brussels: CEN, 2005 – 24 p.

О.М. Летицкая, С.О. Афанасьев

Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ РЕК ЗАКАРПАТЬЯ В УСЛОВИЯХ ВЛИЯНИЯ РАЗНЫХ АНТРОПОГЕННЫХ ФАКТОРОВ

Проведены исследования рек Карпат. Показано, что хроническое загрязнение, засорение русел и разрушение биотопов приводит к деградации сообществ. Отдаленные последствия залповых загрязнений не индицируются изменениями состава гидробионтов, но отражаются на популяционном уровне.

Ключевые слова: экологическое состояние, донная фауна, антропогенное влияние

О.М. Letitskaya, S.O. Afanas'ev

Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

ESTIMATION OF THE ECOLOGICAL STATE OF THE RIVERS OF ZAKARPATYA IN THE CONDITIONS OF INFLUENCE OF DIFFERENT ANTHROPOGENIC FACTORS

The rivers of the Carpathian have been studied. Chronic pollution, obstruction and destruction of biotopes were shown to cause communities degradation. Remote consequences of the accident pollution are not indicated by changes of the aquatic organisms' composition, but are reflected in the age-size characteristics of some species populations.

Key words: ecological state, ground fauna, anthropogenic influence

УДК [556.531.4:546.881]

Р.П. ЛИННИК¹, І.І. ІГНАТЕНКО², І.Б. ЗУБЕНКО²

¹Київський національний університет ім. Тараса Шевченка
вул. Володимирська, 64, Київ 01033, Україна

²Інститут гідробіології НАН України
пр-т Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210

ОСОБЛИВОСТІ МІГРАЦІЇ ВАНАДІЮ, МОЛІБДЕНУ ТА ХРОМУ У ПРИРОДНИХ ПОВЕРХНЕВИХ ВОДАХ

Розглянуто особливості міграції ванадію, молібдену і хрому в поверхневих водах України. Наведено дані про розподіл вказаних металів серед співіснуючих форм. Стан металів з змінним ступенем окиснення в природних водах значною мірою залежить від окисно-відновних процесів за участю органічних та неорганічних речовин.

Ключові слова: співіснуючі форми, ванадій, молібден, хром, поверхневі води

Серед чинників, що визначають біодоступність та фізіологічну роль мікроелементів, окрім їх біохімічних властивостей, істотне значення має форма, в якій вони знаходяться у водному середовищі. Серед розчинних форм металів найбільшою токсичністю характеризуються „вільні” іони. Комплексні сполуки металів з розчинними органічними речовинами (РОР) природних вод біодоступні, а отже і менш токсичні. Для металів з змінним ступенем окиснення токсичність залежить значною мірою від ступеня їхнього окиснення [6]. Сполуки таких металів у вищому ступені окиснення, зазвичай, токсичніші. Наприклад, V(IV) необхідний для нормального функціонування клітин, а сполуки V(V) пригнічують активність ферментів, що каталізують гідроліз

аденозинтрифосфорної кислоти і здатні викликати ракові захворювання [7]. Канцерогенні властивості мають і сполуки Cr(VI), а токсична дія Cr(III) набагато менша. Під впливом внутрішньоводоймових процесів ступінь окиснення металів, а отже і їх біодоступність, можуть змінюватися. До основних чинників, що визначають валентний стан металів у природних водах нплетать концентрація розчиненого у воді кисню, рН та окисно-відновний потенціал (Eh) [4].

З огляду на це, при дослідженні співіснуючих форм таких металів як ванадій, хром і молібден важливо вивчати також процеси трансформування окиснених форм у відновлені й навпаки.

Матеріал і методи досліджень

Проби води з досліджуваних водойм (водосховища та деякі притоки Дніпра) відбирали у поліетиленові ємності і фільтрували для відокремлення завислих частинок крізь мембранні фільтри з діаметром пор 0,40 мкм. Для фракціонування комплексів металів за хімічною природою використовували метод іонообмінної хроматографії з застосуванням діетиламіноетилцелюлози (аніоніт) та карбоксиметилцелюлози (катионіт). Розподіл металів серед комплексів з різною молекулярною масою вивчали методом гель-проникної хроматографії на колонках з молселектом G-75 (Угорщина) та гелем Тоуорpearl HW-50F (Японія). Для руйнування комплексних сполук металів з органічними лігандами використовували УФ-опромінення. Вміст металів у пробах води, окремих фракціях та модельних розчинах визначали хемілюмінесцентним (V, Cr) та кінетичним спектрофотометричним (Mo) методами [1, 2, 5].

Поведінку V(IV, V), Cr(VI) і Mo(VI) в присутності органічних і неорганічних речовин досліджували на прикладі модельних розчинів.

Результати досліджень та їх обговорення

Здатність ванадію, хрому і молібдену утворювати стійкі кисневмісні аніонні форми зумовлює особливості їхнього стану у природних поверхневих водах. Вважається, що для цих металів, на відміну від купруму, цинку, плюмбуму, кобальту тощо, комплексоутворення з неорганічними та органічними лігандами менш характерне. З огляду на це можна припустити, що для більшості поверхневих вод основною формою ванадію, хрому та молібдену мали б бути ванадат-, хромат- і молібдат-іони. Як свідчать результати експериментальних досліджень таке припущення може бути справедливим здебільшого у випадку аеробних умов для вод з невисоким вмістом РОР. У досліджуваних поверхневих водах переважну частину цих металів було знайдено у складі комплексних сполук з органічними лігандами. Їх частка становила від 64% до 98%. Незв'язаний у стійкі комплекси ванадій знаходився у ступені окиснення +5, хром – переважно у формі Cr(III), а „вільних” молібдат-іонів у пробах води з різних водойм практично не було виявлено.

Головну роль у зв'язуванні ванадію, молібдену і хрому у комплекси відіграють гумусові речовини (ГР). Так, 47–76% цих металів було виявлено у складі аніонної фракції (рис. 1), основу якої складають саме ГР. Частка комплексів з білковоподібними речовинами (катионні комплекси) й вуглеводами (нейтральні комплекси) значно менша.

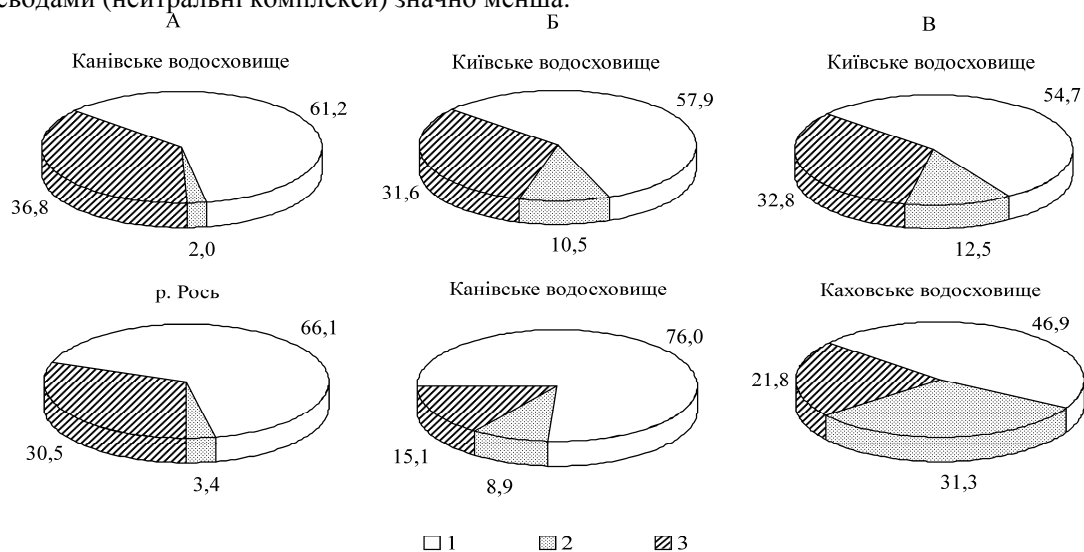


Рис. 1. Розподіл ванадію (А), молібдену (Б) і хрому (В) серед комплексних сполук з РОР аніонної (1), катионної (2) і нейтральної (3) природи, % $M_{\text{компл}}$.

Методом гель-хроматографії встановлено, що 37–70% комплексних сполук ванадію та хрому мають молекулярну масу <5 кДа (рис. 2). Серед аніонних комплексів молібдену також домінують сполуки з невисокою молекулярною масою (<2 кДа), частка яких становить 72–88%.

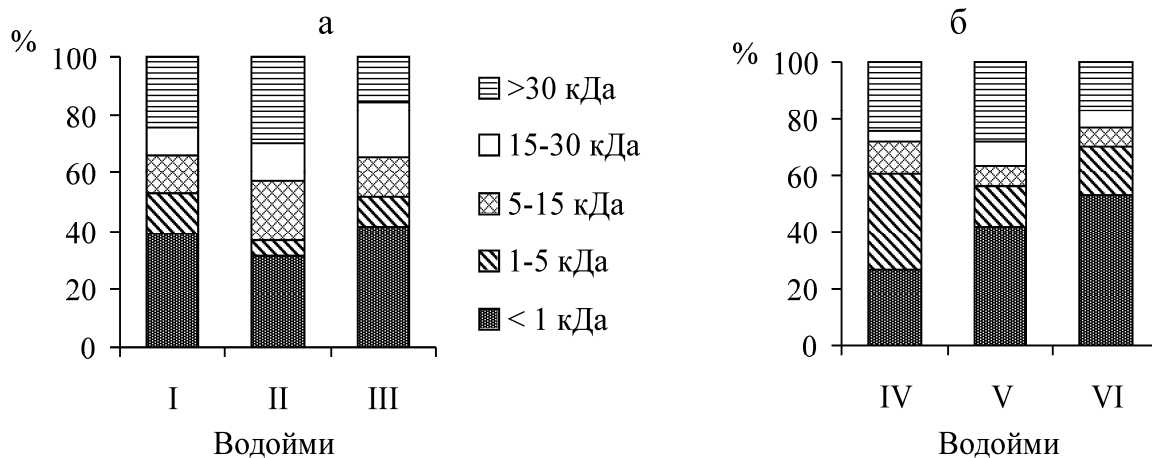


Рис. 2. Розподіл V (а) і Cr (б) серед комплексів з РОР природних вод різної молекулярної маси, % $M_{\text{компл}}$. I – Канівське водосховище; II – р. Стугна; III – р. Рось; IV, V і VI – відповідно Київське, Кременчуцьке і Каховське водосховища

Отже, утворення комплексів з РОР поверхневих вод – важливий чинник, що визначає стан ванадію, молібдену і хрому у водоймах. Проте, у даному випадку вплив РОР не може обмежуватися лише комплексоутворенням. Не менш важливе значення мають окисно-відновні властивості органічних лігандів.

З метою з'ясування можливого механізму трансформування різних валентних форм досліджуваних металів було досліджено кінетику їхнього відновлення в присутності деяких органічних і неорганічних речовин (рис. 3, 4). Так, Cr(VI) здатний активно відновлюватися в присутності Fe(II), H_2S та Na_2SO_3 (рис. 3). Серед органічних речовин активними відновниками є гумінові (ГК) й фульвокислоти (ФК). Швидкість та ступінь відновлення V(V) і Mo(VI) зазначеними кислотами істотно залежать від рН розчину. Найкраще цей процес відбувається у кислому середовищі (рис. 4). Зауважимо, що одночасно з відновленням металів у розчині відбувається і їхнє зв'язування у гуматні й фульватні комплекси.

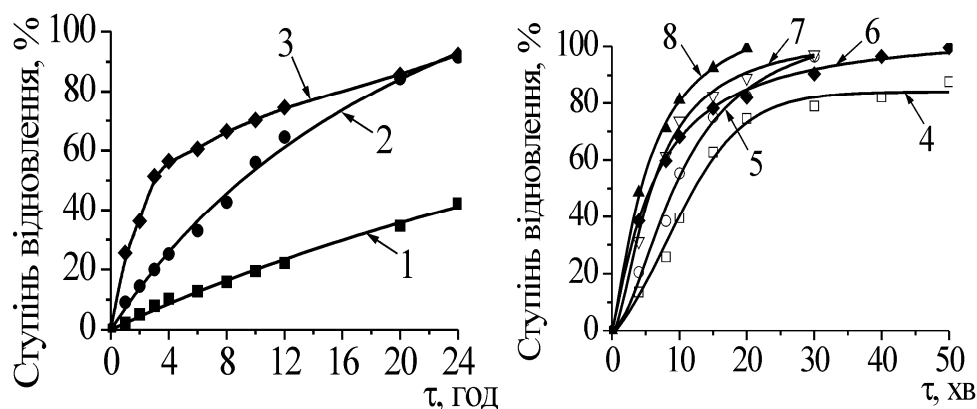


Рис. 3. Кінетика відновлення Cr(VI) в присутності деяких органічних та неорганічних речовин [7]. $C_{Cr(VI)} = 100 \text{ мкг/дм}^3$; 1 – янтарна кислота ($47,2 \text{ мг/дм}^3$); 2 – оцтова кислота (24 мг/дм^3); 3 – лізин (5 мг/дм^3); 4 – лейцин (6 мг/дм^3); 5 – ФК (2 мг/дм^3); 6 – $FeSO_4 \cdot 7H_2O$ (1 мг/дм^3); 7 – H_2S (10 мг/дм^3); 8 – Na_2SO_3 (10 мг/дм^3)

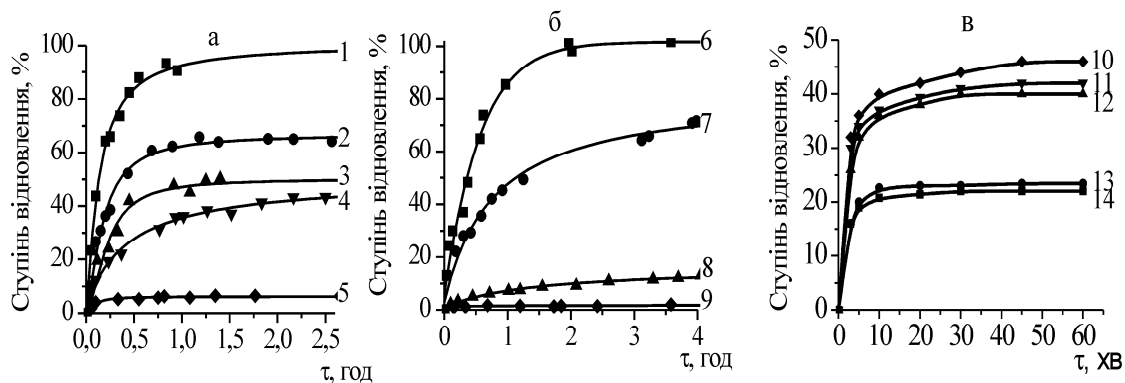


Рис. 4. Кінетика відновлення V(V) (а, б) і Mo(VI) (в) ГК (а, в) й ФК (б) за різних значень рН. $C_{V(V)} = 50 \text{ мкг/дм}^3$; $C_{Mo(VI)} = 500 \text{ мкг/дм}^3$; а – $C_{ГК} = 20 \text{ мг/дм}^3$; рН: 2,9 (1); 4,1 (2); 4,7 (3); 5,0 (4); 5,9 (5); б – $C_{ФК} = 30 \text{ мг/дм}^3$; рН: 3,0 (6); 4,1 (7); 5,0 (8); 5,6 (9); в – $C_{ГК} = 50 \text{ мг/дм}^3$; рН: 2,0 (10); 3,5 (11); 4,0 (12); 7,8 (13); 8,5 (14)

Відновлювальні властивості ГК й ФК зумовлюють їх здатність стабілізувати у розчині метали у нижчому ступені окиснення. У цьому можна переконатися на прикладі V(IV), який у водному розчині активно окиснюється розчинним киснем. Згідно отриманих даних при рН >7 90% V(IV) окиснюється киснем упродовж однієї хвилини. Додавання до розчину, що містить ванадил-іони ГК або ФК, уповільнює цей процес майже у 10 разів (рис. 5).

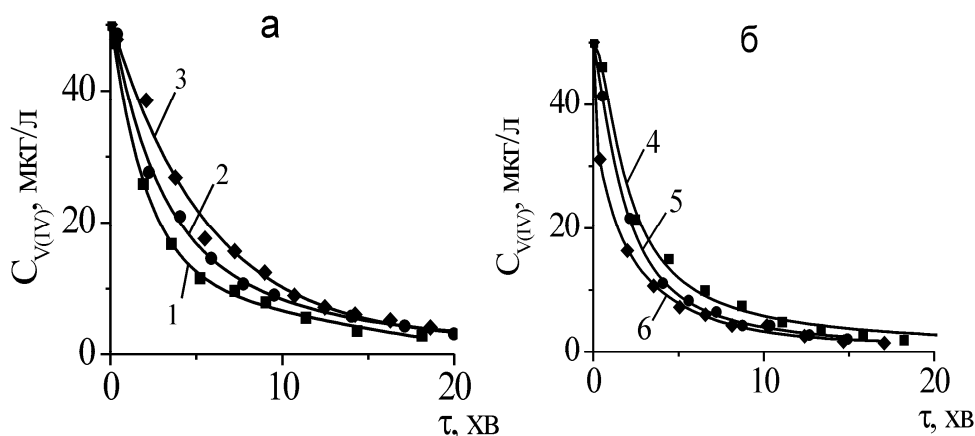


Рис. 5. Швидкість зміни концентрації V(IV) в присутності ГК (а) й ФК (б). $C_{ГК}$ (мг/дм³): 10 (1); 20 (2); 30 (3); $C_{ФК}$ (мг/дм³): 10 (4); 30 (5); 50 (6); рН 8,5.

Водночас, характер наведених на рис. 5 залежностей наводить на думку, що одночасно з окисненням V(IV) відбувається зв'язування металу у комплекси з ГК й ФК. Підтвердженням такого припущення можуть бути дані дослідження впливу V(IV) на флуоресцентні властивості ГК (рис. 6). Найбільше гасіння світіння ГК, зумовлене їх взаємодією з іонами металу, спостерігається при рН 4–6, при якому частка відновленої форми ванадію є досить відчутною. Зауважимо, що V(V) також зменшує інтенсивність флуоресценції ГК (рис. 6), що вказує на його зв'язування з комплексоутворювальними групами ГК.

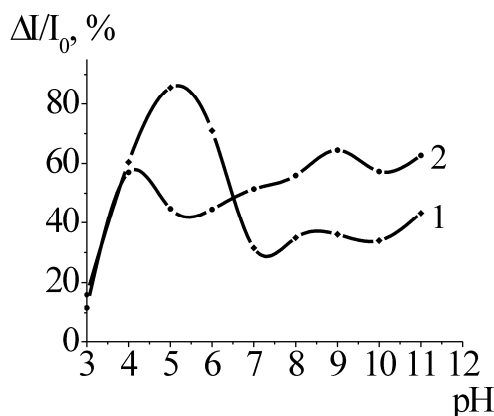


Рис. 6. Відносне зменшення інтенсивності флуоресценції ГК в присутності V(IV) (1) і V(V) (2) за різних значень рН. С, мг/дм³: ГК – 5; V(IV) – 4,8; V(V) – 5,2

Висновки

Наведені дані переконливо свідчать про те, що розподіл ванадію, молибдену і хрому, а також деяких інших металів з змінним ступенем окиснення серед співіснуючих форм та їх міграція у поверхневих водах істотно залежать від комплексоутворювальних і окисно-відновних властивостей РОР та деяких неорганічних речовин.

1. Запорожец О.А. Хемилюминесценция 4-диэтиламинофталгидразида в присутствии ванадия (IV) / Запорожец О.А., Дубовенко Л.И. // Вестник Киевского университета. Химия. – 1988. – Вып. 29. – С. 19–23.
2. Линник П.Н. О методических особенностях исследования сосуществующих форм хрома в природных водах / П.Н. Линник, А.А. Лещинская, Б.И. Набиванец // Гидробиол. журн. – 1989. – Т. 25, № 2. – С. 88–93.
3. Лещинская А.А. Об устойчивости Cr (VI) в поверхностных водах суши / Лещинская А.А., Линник П.Н. // Гидробиол. журн. – 1990. – Т. 26, № 4. – С. 91–95.
4. Мур Дж. Тяжелые металлы в природных водах: Контроль и оценка влияния: Пер. с англ. / Мур Дж., Рамамурти С. – М.: Мир, 1987. – 288 с.
5. Основы аналитической химии. Практическое руководство / В.И. Фадеева, Т.Н. Шеховцова, В.М. Иванов [и др.] / Под ред. Ю.А. Золотова. – М.: Высш. школа, 2001. – 463 с.
6. Templeton D.M. Biomedical aspects of trace element speciation / D.M. Templeton // Fresenius J. Anal. Chem. – 1999. – Vol. 363. – P. 505–511.
7. Vanadium in Italian waters: monitoring and speciation of V(IV) and V(V) / L. Minelli, E. Veschetti, S. Giammanco [et al.] // Microchemical Journal. – 2000. – Vol. 67. – P. 83–90.

Р.П. Линник¹, И.И. Игнатенко², И.Б. Зубенко²

¹Киевский национальный университет им. Тараса Шевченко, Украина

²Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

ОСОБЕННОСТИ МИГРАЦИИ ВАНАДИЯ, МОЛИБДЕНА И ХРОМА В ЕСТЕСТВЕННЫХ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОДАХ

Рассмотрены особенности миграции V, Mo и Cr в поверхностных водах Украины. Приведены данные о распределении металлов среди сосуществующих форм. Состояние металлов с переменной степенью окисления в природных водах существенно зависит от окислительно-восстановительных процессов с участием органических и неорганических веществ.

Ключевые слова: сосуществующие формы, ванадий, молибден, хром, поверхностны воды

R.P. Linnik¹, I.I. Ignatenko², I.B. Zubenko²

¹Taras Shevchenko National University of Kyiv, Ukraine

²Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

FEATURE OF MIGRATION OF VANADIUM, MOLYBDENUM AND CHROME IN NATURAL SURFACE-WATER

The features of migration of V, Mo and Cr in surface waters of the Ukraine are considered. Data about distribution of metals among coexisting forms are given. The state of metals with different oxidation states in natural waters significantly depends on redox processes with participation of organic and inorganic substances.

Key words: coexisting forms, vanadium, molybdenum, chrome, waters are superficial

УДК (556.531.4:546.3) (543.38)

П.М. ЛИННИК, Т.О. ВАСИЛЬЧУК, В.П. ОСИПЕНКО, О.В. ЗУБКО

Інститут гідробіології НАН України
пр-т Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210

ОРГАНІЧНІ РЕЧОВИНИ ЯК ВАЖЛИВИЙ ЧИННИК У МІГРАЦІЇ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ У ПОВЕРХНЕВИХ ВОДАХ

Наведено дані щодо концентрації окремих груп РОР у водосховищах Дніпра і деяких озер м. Києва. Відмічено високий ступінь зв'язування важких металів, за винятком мангану, в органічні комплексні сполуки. У водосховищах Дніпра переважна частина металів знаходиться у складі комплексів з ГР, а в озерах їх зв'язування відбувається за участю як ГР, так і вуглеводів.

Ключові слова: органічні речовини, важкі метали, водосховища, озера

Природні поверхневі води завжди містять певну кількість органічних речовин (ОР), компонентний склад яких надзвичайно різноманітний і залежить від джерел їхнього походження (алохтонні або автохтонні). Серед багаточисленних органічних сполук знаходяться як високомолекулярні (полісахариди, білки, вітаміни, гумусові речовини), так і низькомолекулярні (прості редуковані сахари, аміно- і карбонові кислоти, аміни тощо) речовини.

ОР поверхневих водоем відіграють надзвичайно важливу роль у формуванні якості води, функціонуванні і розвитку гідробіонтів. Вони є джерелом багатьох поживних речовин, впливають на шляхи міграції та розподілу елементів, включаючи важкі метали, між абіотичними компонентами водних екосистем і дуже часто сприяють детоксикації забруднювальних речовин як органічного, так і неорганічного характеру.

У цій роботі на прикладі водосховищ Дніпра та озерних систем м. Києва проведено узагальнення результатів багаторічних досліджень щодо компонентного складу і ролі ОР у міграції важких металів.

Матеріал і методи досліджень

Об'єктами досліджень були водосховища дніпровського каскаду та деякі озера м. Києва (Вербне і Тельбін). Загальний вміст розчинених органічних речовин (РОР) оцінювали за величинами біхроматної окиснюваності (БО) води, а для встановлення компонентного складу РОР та особливостей розподілу металів серед органічних комплексних сполук застосовували схему систематичного аналізу з використанням методів іонообмінної і гель-хроматографії [6]. Вміст гумінових і фульвокислот (ГК і ФК), білковоподібних речовин (БПР), вуглеводів і БО у пробах води визначали відповідно до методик [1, 4, 5]. Концентрацію металів у складі кислотної (переважно ГР), основної (головним чином, білокподібні речовини) і нейтральної (в основному, вуглеводи) фракцій РОР визначали за допомогою методів анодної інверсійної вольтамперометрії (Zn, Pb) і хемілюмінесценції (Mn, Cu) [3].

Результати досліджень та їх обговорення

Водосховища дніпровського каскаду належать до високобіопродуктивних, про що свідчить концентрація органічного вуглецю ($C_{орг}$) в їх водах, що знаходиться в широких межах і становить, залежно від пори року 5,4–23,6 мг С/дм³ [2]. Формування компонентного складу ОР відбувається за рахунок органічних сполук, що надходять з поверхневим стоком і ґрунтовими водами, та тих, що утворюються внаслідок внутрішньоводоемних процесів.

Дніпровські водосховища відрізняються від інших водних об'єктів України підвищеним вмістом у воді ГР, максимальні концентрації яких характерні для Київського водосховища (табл. 1). Вниз по каскаду водосховищ концентрація ГР знижується і в Каховському водосховищі вона в 2–3 рази нижча, ніж у Київському.

Концентрація БПР і вуглеводів у воді водосховищ залежить, здебільшого, від інтенсивності внутрішньоводоемних процесів. Спостерігається зворотний зв'язок між вмістом ГР і БПР. Так, найменші середні концентрації БПР характерні для Київського водосховища (0,30 мг/дм³), а максимальні (0,80 мг/дм³) – для Каховського. Проте вміст вуглеводів був найбільшим у воді Київського, а найменшим у воді Каховського водосховища (табл. 1).

Загальний вміст РОР у воді озер м. Києва (Вербне і Тельбін) згідно даних БО не поступається їх концентрації у водосховищах Дніпра, а іноді навіть є вищим (табл. 2). Однак, у складі РОР

ПРИСНОВОДНА ГІДРОБІОЛОГІЯ

значно менше ГР, а вуглеводів більше, ніж у водосховищах Дніпра (табл. 1), що свідчить про переважне його формування за рахунок внутрішньоводоймових процесів та антропогенного навантаження.

Таблиця 1

Компонентний склад POP води дніпровських водосховищ в літньо–осінній період

Водосховища	ГК, мг/дм ³	ФК, мг/дм ³	БПР, мг/дм ³	Вуглеводи, мг/дм ³
Київське	<u>0,75–1,41</u> 1,19	<u>23,3–47,35</u> 31,14	<u>0,23–0,35</u> 0,30	<u>0,52–2,67</u> 1,44
Канівське	<u>0,53–1,30</u> 0,89	<u>21,90–25,11</u> 21,00	<u>0,29–0,61</u> 0,53	<u>0,43–1,86</u> 1,25
Кременчуцьке	<u>0,23–0,82</u> 0,39	<u>15,33–28,70</u> 17,63	<u>0,09–1,41</u> 0,71	<u>0,32–1,59</u> 1,17
Каховське	<u>0,10–0,58</u> 0,33	<u>5,05–18,78</u> 14,53	<u>0,45–1,76</u> 0,80	<u>0,33–1,67</u> 1,11

Примітки: цифри, що над рискою – граничні величини, під рискою – середні значення.

Таблиця 2

Концентрація POP у воді озер м. Києва у 2008–2009 рр.

Пори року	БО, мг О/дм ³	ГК, мг/дм ³	ФК, мг/дм ³	БПР, мг/дм ³	Вуглеводи, мг/дм ³
<i>оз. Вербне</i>					
весна	26,4–47,0	0,3–0,4	3,5–4,6	0,5–0,9	1,0–2,7
літо	49,0–51,7	0,1–0,2	3,2–3,5	0,9–1,3	3,5–4,5
осінь	24,3–40,3	0,4–0,5	4,1–4,9	0,5–0,7	1,2–2,5
<i>оз. Тельбін</i>					
весна	34,6–54,7	0,5–0,6	4,8–6,2	0,3–0,9	0,7–2,9
літо	58,9–64,0	0,3–0,4	5,7–8,2	0,7–1,1	2,2–4,0
осінь	51,2–62,4	0,5–0,6	6,7–7,6	0,3–0,4	1,7–2,5

Наявність високих концентрацій POP у воді досліджуваних водосховищ і озер є причиною активного комплексоутворення за їхньою участю. Завдяки зв'язуванню у комплексні сполуки значна частина металів, за винятком мангану, знаходиться у розчиненому стані, що підвищує їх міграційну здатність. Ступінь зв'язування іонів металів у комплекси з POP досягає 70–98%. Тому частка лабільної фракції металів (як найбільш токсичної), до якої належать вільні (гідратовані) іони, гідроксокомплекси, а також слабкостійкі органічні комплекси, зазвичай, невисока (рис. 1). Лише для мангану вона набагато більша – 40–90% у воді Канівського водосховища і 60–80% у воді оз. Тельбін.

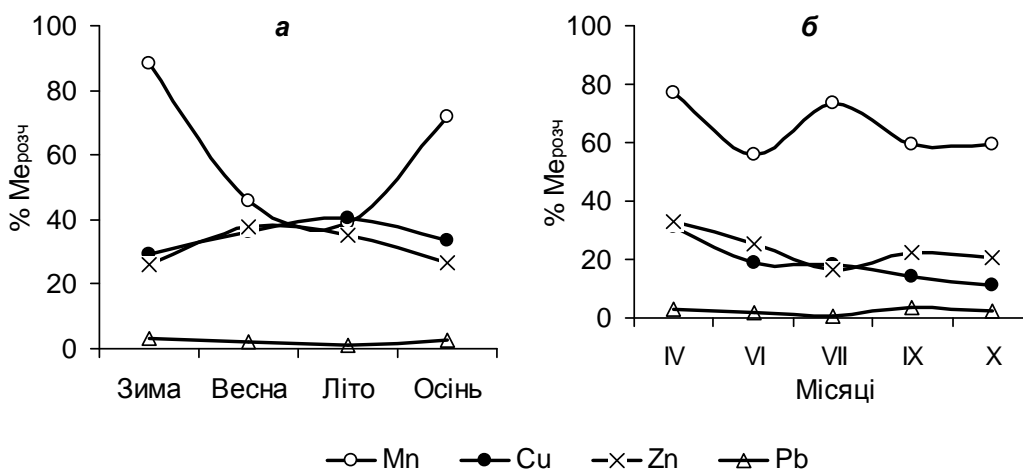


Рис. 1. Частка лабільної фракції металів у воді Канівського водосховища (а) і оз. Тельбін (б) у різні пори року

Першочергова роль у комплексоутворенні у водосховищах Дніпра належить ГР як найпоширенішій фракції POP. З цими природними лігандами зв'язується від 50 до 80% металів,

виявлених у складі органічних комплексних сполук. Нариклад, нижче наведено дані (рис. 2) щодо розподілу металів серед комплексних сполук з РОР різної хімічної природи у воді досліджуваних водних об'єктів. У водосховищах спостерігається домінування аніонних комплексів металів, що підтверджує переважне їхнє зв'язування з ГР. В озерних системах, в яких вміст ГР значно нижчий, частка комплексних сполук металів з ними менша, хоч і переважає серед інших. Одночасно зростає відносний вміст нейтральних комплексів, досягаючи 27–36% у загальному балансі зв'язаних з РОР металів.

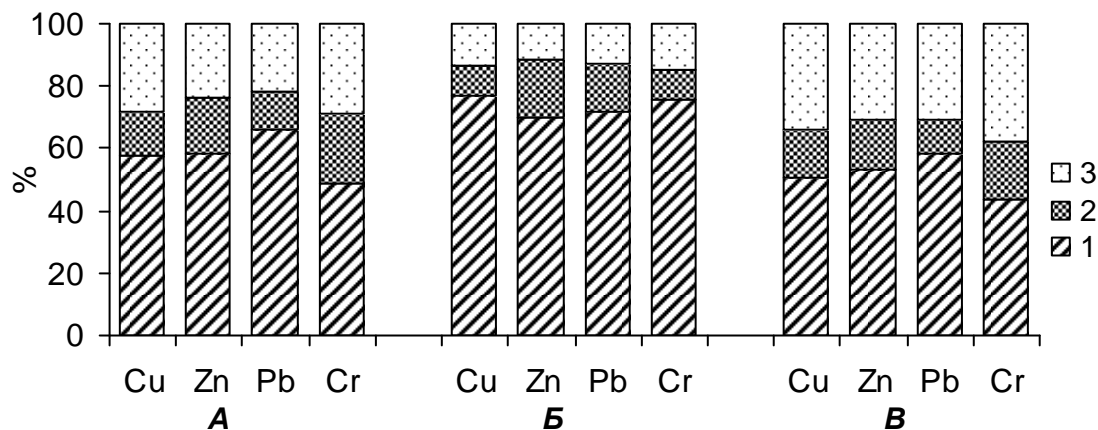


Рис. 2. Співвідношення різних за хімічною природою комплексних сполук металів у воді Канівського (А) і Запорізького (Б) водосховищ та оз. Тельбін (В) у 2007–2009 рр.: 1 – аніонні, 2 – катіонні, 3 – нейтральні комплекси

ГК, зв'язуючи певну частину металів, сприяють їхньому накопиченню у донних відкладах водойм внаслідок більш притаманної їм адсорбції на завислих частинках. Однак частка ГК у загальному балансі РОР та ГР незрівнянно більша, ніж ГК, а сорбуються вони завислю меншою мірою. Тому фульватні комплекси металів можуть тривалий час знаходитися в розчиненому стані. Навесні, коли концентрація ГР досягає максимальних значень, частка комплексів металів з цими природними органічними лігандами, зазвичай, найбільша (рис. 3).

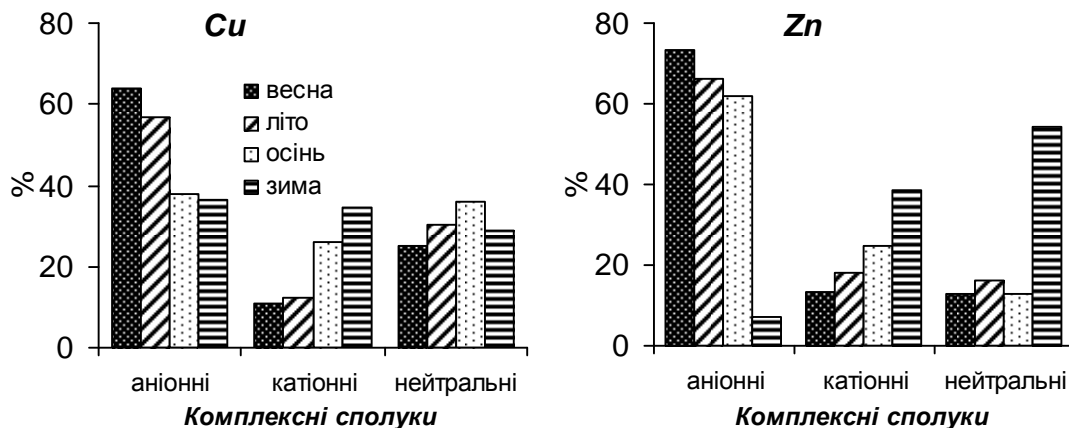


Рис. 3. Частка аніонних, катіонних і нейтральних комплексів міді і цинку у воді Канівського водосховища у різні пори 2007 р.

Висновки

У водосховищах дніпровського каскаду та озерних ситемах м. Києва загальна концентрація РОР характеризується достатньо високими показниками, що свідчить про високу біопродуктивність зазначених водойм. Однак за вмістом окремих груп ОР досліджувані водойми істотно відрізняються. Так, у водосховищах Дніпра концентрація ГР у декілька разів вища, ніж в озерах. Водночас, вміст вуглеводів приблизно в 2,0–2,5 рази менший, ніж в озерних системах.

Наявність високих концентрацій ОР у досліджуваних водоймах – один з вагомих чинників у міграції важких металів у розчиненому стані. Більшу частину з них, за винятком марганцу, виявлено у складі комплексних сполук з РОР. Завдяки цьому частка лабільної фракції металів як потенційно токсичної, зазвичай, незначна. Основну роль у комплексоутворенні у досліджуваних водосховищах і озерах відіграють ГР. Однак частка металів, зв'язаних з ними, у воді водосховищ є більшою, ніж в озерах. Проте в озерних системах помітнішим стає комплексоутворення за участю нейтральної фракції РОР.

Завдяки високому ступеню зв'язування важких металів у комплекси з РОР, зокрема з ГР, слід очікувати зниження їхньої потенційної токсичності, оскільки у зв'язаному стані метали втрачають як хімічну, так і біологічну активність.

1. Дебейко Е.В. Прямое фотометрическое определение растворимых белков в природных водах / Е.В. Дебейко, А.К. Рябов, Б.И. Набиванец // Гидробиол. журн. – 1973. – Т. 9, № 6. – С. 109–113.
2. Денисова А.И. Формирование гидрохимического режима водохранилищ Днепра и методы его прогнозирования / А.И. Денисова. – К.: Наук. думка, 1979. – 292 с.
3. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / За ред. В.Д. Романенка. – К.: ЛОГОС, 2006. – 408 с.
4. Попович Г.М. Сорбционное концентрирование и спектрофотометрическое определение гуминовых и фульвокислот в водах : автореф. дис. ... канд. хим. наук; 02.00.02 “Аналитическая химия”/ Г.М. Попович. – Киев, 1990. – 23 с.
5. Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши / Под ред. А.Д. Семенова. – Л.: Гидрометеоиздат, 1977. – 542 с.
6. Сироткина И.С. Применение целлюлозных сорбентов и сефадексов в систематическом анализе органических веществ природных вод / И.С. Сироткина, Г.М. Варшал, Ю.Ю. Лурье, Н.П. Степанова // Журн. аналит. химии. – 1974. – Т. 29, № 8. – С. 1626–1632.

П.Н. Линник, Т.О. Васильчук, В.П. Осипенко, О.В. Зубко

Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

ОРГАНИЧЕСКИЕ ВЕЩЕСТВА КАК ВАЖНЫЙ ФАКТОР В МИГРАЦИИ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОДАХ

Приведены данные о концентрации отдельных групп РОВ в водохранилищах Днепра и некоторых озер г. Киева. Отмечена высокая степень связывания тяжелых металлов, за исключением марганца, в органические комплексные соединения. В водохранилищах Днепра большая часть металлов обнаружена в составе комплексов с ГВ, а в озерах их связывание происходит с участием как ГВ, так и углеводов.

Ключевые слова: органические вещества, тяжелые металлы, водохранилища, озера

P.M. Linnik, T.O Vasil'chuk, V.P. Osipenko, O.V. Zubko

Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

ORGANIC MATTERS AS IMPORTANT FACTOR IN MIGRATION OF HEAVY METALS IN SURFACE-WATER

Data about concentration of the separate groups of DOM in the Dnieper reservoirs and some lakes of Kiev are given. The high degree of binding of heavy metals, except manganese, in organic complex compounds is marked. The main part of metals in the Dnieper reservoirs is founded as complexes with HS, but in the lakes the complexation of metals occurs both with HS and carbohydrates.

Key words: organic matters, heavy metals, storage pools, lakes

УДК [556.531.4 (546.21:546.3:556.114.7)(285.33)]

П.М. ЛИННИК, А.О. МОРОЗОВА, Т.О. ВАСИЛЬЧУК

Інститут гідробіології НАН України
пр-т Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210

ГІДРОЕКОЛОГІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА КИЇВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА В ЕКСТРЕМАЛЬНИХ УМОВАХ ПРОЯВУ ДЕФІЦИТУ РОЗЧИНЕНОГО КИСНЮ

Наведено гідроекологічну характеристику Київського водосховища в зимовий період 2010 р. Показано, що дефіцит розчиненого кисню призвів до істотного погіршення якості води за вмістом заліза, мангану, амонійного азоту і гумусових речовин.

Ключові слова: Київське водосховище, дефіцит кисню, залізо, манган, гумусові речовини

Київське водосховище – одне з найважливіших джерел питного водопостачання населення м. Києва. Тому якість води в ньому завжди привертає увагу з боку фахівців-гідроекологів. Періодичне підвищення у воді водосховища вмісту гумусових речовин (ГР), мангану, заліза, амонійного азоту та деяких інших хімічних сполук є небажаним, оскільки вимагає додаткових коштів на її очищення у процесі підготовки для питних цілей. До того ж, у процесі хлорування води в ній можуть з'являтися хлорорганічні похідні з вираженими токсичними і канцерогенними властивостями. Особливу небезпеку для екосистеми Київського водосховища становить погіршення його кисневого режиму, оскільки в умовах дефіциту O_2 істотно збільшується вірогідність вторинного забруднення водного середовища різноманітними хімічними речовинами за рахунок їхнього надходження з донних відкладів та зниження якості води за вмістом багатьох хімічних компонентів.

З огляду на вказане, проведення постійного гідроекологічного моніторингу стану Київського водосховища не втрачає актуальності.

Матеріал і методи досліджень

Проби води відбирали з поверхневого і придонного шарів води, фіксували в них кисень для подальшого його визначення методом Вінклера в лабораторних умовах. Для відокремлення завислих речовин їх пропускали крізь мембранні фільтри "Synpro" (Чехія) з діаметром пор 0,4 мкм. Компонентний склад розчинених органічних речовин (РОР) досліджували методом іонообмінної хроматографії з використанням целюлозних іонітів (діетиламіноетилцелюлоза і карбоксиметилцелюлоза). Концентрацію O_2 , неорганічних форм азоту, фосфат-іонів і заліза, біхроматну окиснюваність (БО) води визначали за допомогою загальноприйнятих у гідрохімії методів аналізу [4]. Вміст ГР знаходили фотометрично [6]. Концентрацію Mn (II), Cu (II) і Cr (III) визначали хемілюмінесцентними методами [2, 4, 5], а Al (III) – фотометрично з реактивом хромазуролом S [8].

Результати досліджень та їх обговорення

Формування якості води в Київському водосховищі відбувається переважно за рахунок водного стоку рік Прип'яті і Дніпра, що його живлять. Неприятливі екологічні умови в екосистемі водосховища та погіршення якості води найчастіше проявляються в зимовий період, коли формується тривалий льодостав, а концентрація розчиненого у воді кисню істотно знижується, аж до глибокого його дефіциту [3]. Така ситуація зумовлена проявом як зовнішніх, так і внутрішніх чинників. Взимку за наявності льодоставу до Київського водосховища надходять води Прип'яті і Дніпра з низьким вмістом O_2 , які поширюються від Прип'ятьського і Дніпровського відрогів вниз по всьому водосховищу, створюючи заморні умови. Найчастіше різке зниження концентрації кисню спостерігається в кінці льодоставу, зазвичай, у лютому-березні. Поряд з цим важливе місце посідають внутрішні чинники, зокрема витрати кисню на хімічне і біохімічне окиснення речовин: амонійного азоту до нітратів, Mn (II) до Mn (IV), ГР, метану, водню і сірководню (бактеріальним шляхом), що виділяються з мулистих донних відкладів в анаеробних умовах [7].

Формування анаеробних умов у воді Київського водосховища призводить до зростання міграції речовин з донних відкладів та стає важливою передумовою вторинного для забруднення водного середовища сполуками заліза, мангану, амонійного азоту та деяких інших речовин.

Підвищений вміст у воді Київського водосховища ГР, що спостерігається не лише навесні, може бути також одним з важливих чинників погіршення кисневого режиму. Особливо це є небезпечним взимку. Збільшення концентрації ГР супроводжується значним зростанням у воді вмісту розчинного заліза – до 1,72–1,84 мг/дм³ [1]. Концентрація мангану в анаеробних умовах може збільшуватися в десятки разів порівняно з його вмістом у воді за задовільного кисневого режиму. Максимальний вміст Мп (II) досягає 0,8–1,0 мг/дм³.

Вміст ГР зазнає сезонних змін. Взимку їх концентрація в перерахунку на органічний вуглець характеризується невисокими показниками – 4,6–8,9 мг С_{орг}/дм³. Максимальні концентрації зазначених речовин (6,2–17,0 мг С_{орг}/дм³) спостерігаються найчастіше навесні з збільшенням притоку у водосховище високогуміфікованих вод з боліт і лісових масивів Полісся. Влітку вміст ГР становить 5,8–20,0 мг С_{орг}/дм³, а восени не перевищує 2,7–8,5 мг С_{орг}/дм³. Така сезонна динаміка може порушуватися. Так, влітку і восени 1993 р. концентрація ГР була майже вдвічі більшою, ніж навесні (12,3–35,6 мг С_{орг}/дм³). Незвично високим був їх вміст і взимку 1998–1999 рр. (11,9–16,2 мг С_{орг}/дм³). Зимовий період 2010 р. супроводжувався формуванням тривалого льодоставу, що призвело до істотного погіршення кисневого режиму Київського водосховища через відсутність атмосферної аерації та витрати кисню на процеси окиснення речовин. Концентрація кисню знизилася до мінімальних величин (табл. 1) і залишалася доволі низькою навіть у березні. Лише у квітні після сходження льодового покриву вміст О₂ у воді зростав. За дефіциту кисню у воді помітним стало підвищення концентрації амонійного азоту (табл. 1), оскільки його окиснення до NO₂⁻ і NO₃⁻ не відбувалося через дефіцит О₂. Характерним є і те, що вміст нітрит-іонів інколи перевищував концентрацію нітрат-іонів, що також свідчить про зниження інтенсивності окиснювальних процесів. Дещо підвищився і вміст фосфору фосфатів.

Таблиця 1

Вміст розчиненого у воді кисню та неорганічних форм азоту і фосфору у воді Київського водосховища, 2010 р. (n і δ – поверхневий і придонний шари води)

Дата відбору проб	Станції відбору проб води		рН	O ₂		Форми неорганічного азоту, мг N/дм ³			PO ₄ ³⁻ , мг P/дм ³	
				мг/дм ³	%	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻		
24.02	Нижній б'єф	n	7,49	1,65	12,1	0,480	0,013	0,056	0,085	
		δ	7,47	2,51	18,4	0,465	0,012	0,045	0,115	
17.03	Поблизу	с.								
	Страхолісся		n	7,24	0,52	3,8	0,780	0,075	0,031	0,082
18.03	Поблизу	с.								
	Лебедівка		n	7,41	2,18	15,3	0,540	0,069	0,040	0,105
18.03	Верхній б'єф	n	7,33	1,51	10,6	0,550	0,073	0,043	0,082	
		δ	7,26	0,82	5,7	0,685	0,104	0,037	0,092	
7.04	Нижній б'єф	n	7,80	8,59	64,2	0,360	0,024	0,057	0,085	
		δ	7,59	9,75	71,5	0,360	0,025	0,051	0,090	
11.05	Поблизу	с.								
	Страхолісся		n	7,74	3,70	39,3	0,550	0,003	0,032	0,050

Як було зазначено, поглибленню дефіциту кисню у воді сприяють також підвищені концентрації ГР. Взимку і навесні 2010 р. вміст цієї групи РОР досягав 20,0–36, 0 мг/дм³ (а це приблизно 10,0–18,0 мг С_{орг}/дм³), що варто винятковим для Київського водосховища взимку. Підвищені концентрації цих речовин у воді підтверджуються також достатньо високими значеннями БО води (табл. 2), зважаючи на те, що саме ГР домінують у компонентному складі РОР.

Тривалий і глибокий дефіцит розчиненого у воді кисню призвів до формування анаеробних умов, насамперед, у придонному шарі води, які, вочевидь, поширилися на всю акваторію водосховища. За цих умов зросла міграція речовин та їхнє надходження з донних відкладів. У цьому можна пересвідчитися на прикладі заліза і мангану, концентрації яких були достатньо високими і співставними (табл. 3). Якщо надходження мангану відбувалося переважно з донних відкладів, оскільки концентрація цього металу цілком залежить від стану кисневого режиму у водоймі, то високі концентрації заліза зумовлені, на нашу думку, як надходженням його з донних відкладів в анаеробних умовах, так і підвищеним вмістом ГР, з якими воно утворює міцні комплекси.

Таблиця 2

Вміст органічних речовин (за даними БО) та ГК і ФК у воді Київського водосховища, 2010 р.

Дата відбору проб	Станції відбору проб води		БО, мг О ₂ /дм ³	ГК, мг/дм ³	ФК, мг/дм ³
24.02	Нижній б'єф	<i>n</i>	43,2	1,4	26,7
		<i>δ</i>	31,2	1,5	23,2
17.03	Поблизу с. Страхолисся	<i>n</i>	57,2	1,5	27,7
18.03	Поблизу с. Лебедівка	<i>n</i>	38,4	1,3	18,0
	Верхній б'єф	<i>n</i>	47,6	1,4	24,5
		<i>δ</i>	42,8	1,1	22,5
11.05	Поблизу с. Страхолисся	<i>n</i>	57,6	2,0	34,2

Не виключено, що надходження заліза з ГР слід вважати як вагоме джерело його накопичення у воді Київського водосховища. Концентрація інших металів навіть за дефіциту О₂ не зростала (табл. 3).

Таблиця 3

Вміст розчинних форм металів у воді Київського водосховища, 2010 р.

Дата відбору проб води	Станції відбору проб води		Fe	Mn	Al	Cr	Cu
			мг/дм ³		мкг/дм ³		
24.02	Нижній б'єф	<i>n</i>	0,92	0,76	82,0	38,6	14,3
		<i>δ</i>	0,77	0,50	56,8	29,5	16,0
17.03	Поблизу с. Страхолисся	<i>n</i>	1,19	1,20	23,0	22,0	16,8
18.03	Поблизу с. Лебедівка	<i>n</i>	0,40	0,84	47,5	21,3	13,5
	Верхній б'єф	<i>n</i>	1,06	0,86	39,2	19,8	16,0
		<i>δ</i>	1,06	0,75	51,7	25,3	17,5
07.04	Нижній б'єф	<i>n</i>	0,86	0,05	60,0	27,8	21,6
		<i>δ</i>	1,12	0,05	119,0	20,0	23,8
11.05	Поблизу с. Страхолисся	<i>n</i>	0,53	0,07	70,3	17,8	10,5

Висновки

Формування стійкого льодоставу у Київському водосховищі взимку 2010 р. стало причиною істотного погіршення його екологічного стану. Тривалий дефіцит кисню призвів до виникнення анаеробних умов, що зумовило зниження інтенсивності окиснювальних процесів. У воді накопичувалися біогенні речовини і сполуки металів, зокрема заліза і мангану. Їх концентрації були високими і зберігалися тривалий час. Лише за аерації концентрація мангану знизилася майже на порядок. Водночас, вміст заліза залишався високим навіть за зростання концентрації О₂ навесні, що свідчить про його знаходження у складі комплексів з ГР. Істотному зниженню концентрації О₂ у воді Київського водосховища сприяли не лише відсутність атмосферної аерації взимку, але й підвищені концентрації ГР та мангану, що окиснювалися розчинним у воді киснем. Накопичення речовин у воді Київського водосховища призвело до істотного погіршення її якості за низкою хімічних показників.

1. *Гидрология и гидрохимия Днепра и его водохранилищ* / А.И. Денисова, В.М. Тимченко, Е.П. Нахшина, Б.И. Новиков [и др.]. – К.: Наук. думка, 1989. – 216 с.
2. *Линник П.Н.* О методических особенностях исследования сосуществующих форм хрома в природных водах / П.Н. Линник, А.А. Лещинская, Б.И. Набиванец // Гидробиол. журн. – 1989. – Т. 25, № 2. – С. 88–93.
3. *Линник П.Н.* Причины ухудшения качества воды в Киевском и Каневском водохранилищах / П.Н. Линник // Химия и технология воды. – 2003. – Т. 25, № 4. – С. 384–403.
4. *Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод* / О.М. Арсан, О.А. Давидов, Т.М. Дьяченко [та ін.]; За ред. В.Д. Романенка. – НАН України. Ін-т гідробіології. – К.: ЛОГОС, 2006. – 408 с.
5. *Набиванец Б.И.* Кинетические методы анализа природных вод / Б.И. Набиванец, П.Н. Линник, Л.В. Калабина. – К.: Наук. думка, 1981. – 140 с.

6. Попович Г.М. Сорбционное концентрирование и спектрофотометрическое определение гуминовых и фульвокислот в водах : автореф. дис. ... канд. хим. наук; 02.00.02 "Аналитическая химия"/ Г.М. Попович. – Киев, 1990. – 23 с.
7. Прогнозирование и пути улучшения кислородного режима Киевского водохранилища в зимний период / О.П. Окснюк, В.М. Тимченко, В.М. Якушин, П.Н. Линник и др. – К.: Ин-т гидробиологии НАНУ, 2000. – 44 с.
8. Савранский Л.И. Спектрофотометрическое исследование комплексообразования Cu, Fe и Al с хромазуролом S в присутствии смеси катионного и неионогенного ПАВ / Савранский Л.И., Наджафова О.Ю. // Журн. аналит. химии. – 1992. – Т. 47, № 9. – С. 1613–1617.

П.Н. Линник, А.О. Морозова, Т.О. Васильчук

Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

ГИДРОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА КИЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА В ЭКСТРЕМАЛЬНЫХ УСЛОВИЯХ ДЕФИЦИТА РАСТВОРЕННОГО КИСЛОРОДА

Приведена гидроэкологическая характеристика Киевского водохранилища в зимний период 2010 г. Показано, что дефицит растворенного кислорода обусловил существенное ухудшение качества воды по содержанию железа, марганца, аммонийного азота и гумусовых веществ.

Ключевые слова: Киевское водохранилище, дефицит кислорода, железо, марганец, гумусовые вещества

P.N. Linnik, A.O. Morozova, T.O. Vasil'chuk

Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

HYDROECOLOGICAL CHARACTERISTIC OF KYIV RESERVOIR IS IN EXTREME TERMS OF DEFICIT OF CUT-IN OXYGEN

A hydroecological characteristic of the Kyiv reservoir in winter period 2010 is given. It is shown that oxygen deficit caused the essential aggravation of the water quality by concentration of iron, manganese, ammonia nitrogen and humic substances.

Key words: Kyiv reservoir, deficit of oxygen, ferrum, mangan, humus matters

УДК 504.064.36

Д.В. ЛУКАШОВ

Київський національний університет ім. Тараса Шевченка

вул. Володимирська, 64, Київ 01601

ЧИ Є КРИТЕРІЄМ ЗАБРУДНЕННЯ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ КОЕФІЦІЄНТИ НАКОПИЧЕННЯ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ ГІДРОБІОНТАМИ?

Досліджено мінливість величини коефіцієнту накопичення Cd, Cu, Zn, Cr, Ni, Pb, Co, Mn, Fe прісноводними молюсками з 248 водойм України. Показано обернену залежність між величиною коефіцієнту накопичення та концентрацією металів у водному середовищі, що не дозволяє використовувати даний показник в якості критерію забруднення.

Ключові слова: важкі метали, коефіцієнт накопичення, молюски

Хімічний склад тканин гідро біонтів (накопичувачі важких металів) може слугувати чутливим показником забруднення водних екосистем. Однак, рівні накопичення важких металів гідробіонтами залежать від багатьох параметрів навколишнього середовища. Значне варіювання абсолютної величини концентрації забруднюючих речовин в організмі-моніторі, що спричинене як внутрішніми факторами організму, так і впливом зовнішніх параметрів середовища, зумовило пошук відносних показників, які можуть оцінити значимість параметрів хімічного складу тканин гідробіонтів. В якості таких показників у багатьох дослідженнях запропоновано використовувати безрозмірні коефіцієнти накопичення (аккумуляції) K_H , які розраховуються як відношення концентрації полутанта в організмі до величини його концентрації у навколишньому середовищі.

Застосування таких коефіцієнтів було запозичене з біогеохімії, в якій за допомогою K_H характеризують акумуляційну здатність певних видів рослин як концентраторів хімічних елементів.

Така характеристика достатньо точно характеризує особливості хімічного складу тканин організму і слугує для визначення здатності акумулювати підвищену кількість металів з метою визначення топографії залягання рудних тіл [1].

Однак, у водній токсикології сформувалася думка про коефіцієнти накопичення як кількісну характеристику ступеня забруднення екосистеми важкими металами. Це твердження включено до підручників [4] та нормативних документів деяких країн [2], в яких зазначено, що K_H оцінює здатність забруднюючих речовин накопичуватися у тканинах гідро біонтів, хоча він показує також здатність гідробіонтів накопичувати забруднювачі. Величина K_H щодо водного середовища характеризує інтенсивність вилучення металу організмом з води. При цьому припускають, що акумуляція з води є єдиним шляхом надходження хімічного елементу до організму гідробіонта. Отже, коректна інтерпретація біологічного значення величини K_H може бути отримана лише у лабораторному експерименті і за умови виключної наявності іонної акваформи металу [7]. В результаті величина K_H характеризує акумуляційну здатність певного виду лише за певних умов середовища (температура, рН, гідрохімічні умови тощо), зміна яких призведе до зміни K_H [8].

В результаті в умовах однієї водойми різні організми характеризуються коефіцієнтами накопичення, що відрізняються на один-два порядки [3]. У нормативному документі РФ [2] зазначено, що критерію “екологічне лихо” відповідає K_H , величина якого перевищує 100000. Надзвичайна екологічна ситуація характеризується K_H 1000 – 100000. Проте, не зазначено, які саме речовини і в яких видах гідробіонтів необхідно визначати накопичення, що робить таку оцінку неможливою. Наприклад, K_H Cd тканинами *Unio pictorum* (L.) в незабруднених водоймах становить 2200 – 35000. Разом з тим, K_H Cr становить лише 62–142 [3]. Тобто, у першому випадку накопичення Cd відповідає рівню “надзвичайна ситуація”, а накопичення Cr відповідає незабрудненим водним екосистемам.

Метою роботи було проведення аналізу мінливості величини K_H важких металів молюсками в умовах прісноводних екосистем України в залежності від хімічного складу водного середовища.

Матеріал і методи досліджень

Для оцінки мінливості величини K_H було використано результати аналізу вмісту Cd, Cu, Zn, Cr, Ni, Pb, Co, Mn, Fe у воді та молюсках: *Unio tumidus* (Retz.), *Anodonta anatina* (L.), *Dreissena bugensis* (Pall.) та *Lymnaea stagnalis* (L.) з 248 водойм різних регіонів України (134 ставів, 88 річок, 12 озер, 7 каналів, 6 водосховищ).

Результати досліджень та їх обговорення

Аналіз K_H важких металів для досліджених видів молюсків виявив їх виражену акумуляційну здатність. Найбільший K_H відмічено для накопичення Mn молюсками *U.tumidus*, що становив 973000 при середньому значенні 125800 (табл. 1). Найменші величини K_H були характерні для Cd та Ni, що не перевищували 10. За класифікацією Ніканорова А.М. і Жулідова А.В. [3] всі розглянуті види молюсків накопичують важкі метали з водного середовища на рівні $K_H > 2$ і тому можуть бути віднесені до макроконцентраторів.

Таблиця 1

Середні величини коефіцієнтів накопичення (K_H) важких металів молюсками в умовах водойм України

Метал Вид	Cd	Cu	Zn	Cr	Ni	Pb	Co	Mn	Fe
<i>A.anatina</i>	3666	2599	28557	4487	5424	1230	6376	4273	103021
<i>U.tumidus</i>	3739	3631	34643	3610	4765	591	849	125800	4933
<i>D.bugensis</i>	3443	2975	32532	1606	9078	1210	265	24620	5955
<i>L.stagnalis</i>	12222	20653	11639	5747	–	–	–	7036	12065

Найефективніше накопичували Cd молюски *L.stagnalis*, для яких K_H досягав 36000 при середньому значенні 12000. Також ставковики виявилися найефективнішими акумуляторами Cu – коефіцієнт K_H досягав 122000 при середньому значенні 20600. Накопиченням Zn характеризувалися двостулкові молюски *U.tumidus*, K_H для яких в середньому становив 34600. Для Cr максимальний K_H був зареєстрований для молюсків *A.anatina*, що становив 28600 при середньому значенні 4500. Найбільш ефективно накопичували Ni молюски *D.bugensis*, K_H для яких досягав 238000 при середній величині 9000. Молюски *A.anatina* характеризувалися високою акумуляційною здатністю для Pb та Co, K_H яких досягали відповідно 10800 та 28300 при середніх значеннях 1200 та 6400. Найвищий K_H Fe був виявлений для молюсків *A.anatina*, що в середньому становив 103000.

Порівняння K_H металів в тканинах моллюсків з хімічним складом водного середовища виявило складну зворотну залежності між величиною K_H та концентрацією металу в середовищі (рис. 1). Нижчі величини K_H можуть свідчити про інтенсивніше забруднення водного середовища, що було неодноразово відмічено іншими дослідниками [6, 7].

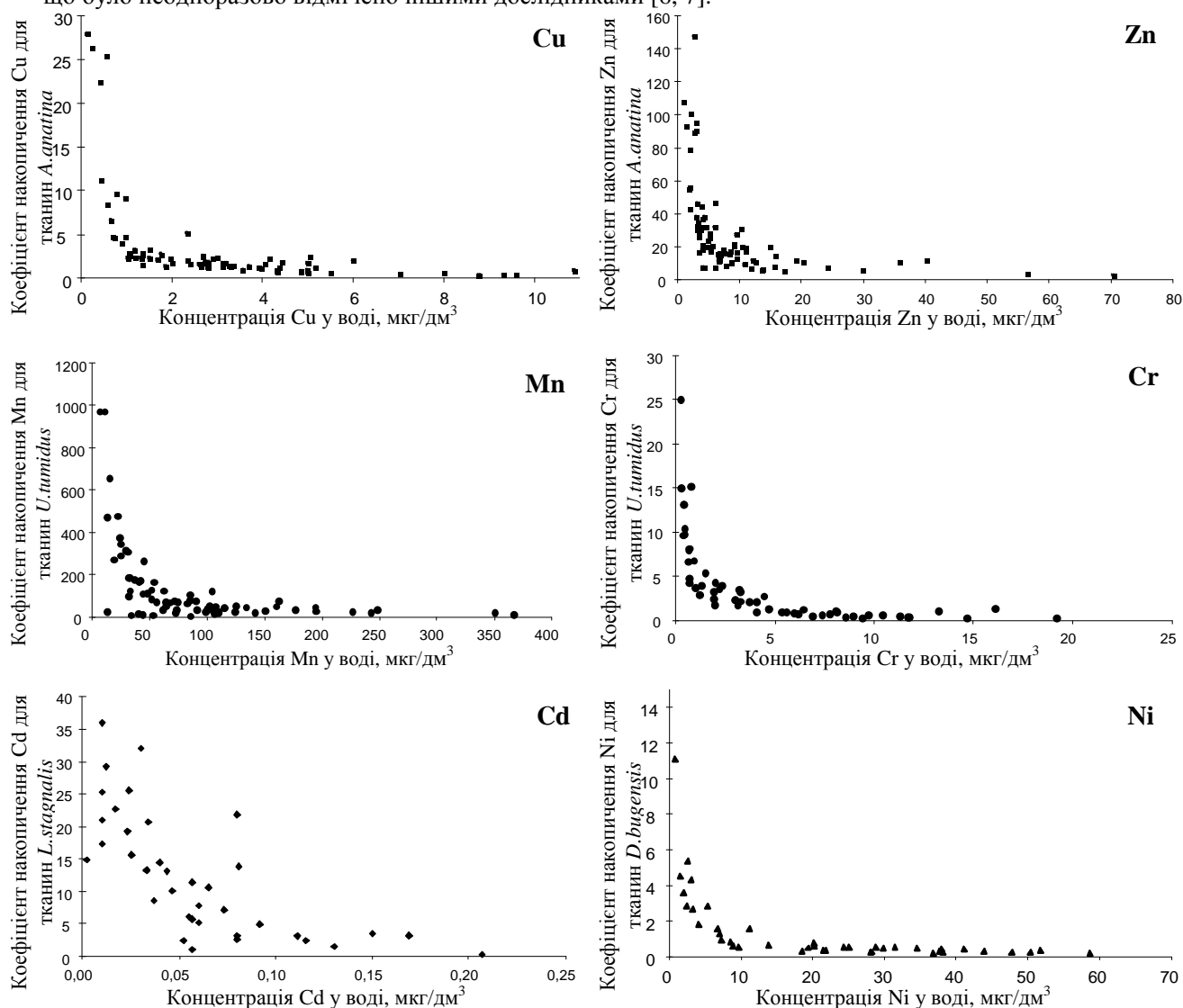


Рис. 1. Залежність величини коефіцієнту накопичення (K_H) важких металів від їх концентрації у воді

Глибший аналіз накопичення металів гідробіонтами показує, що K_H не може відобразити рівні забруднення середовища з кількох причин:

- по-перше, якщо виходити з парадигми водної токсикології, згідно якої вміст забруднювача в організмі гідробіонта-акумулятора є пропорційним його концентрації у навколишньому середовищі, то величина K_H повинна бути константною у широкому діапазоні концентрацій. Проте, процеси накопичення є нелінійними, і у випадку перевищення певного рівня вмісту металу в організмі гідробіонта проявляються ознаки інтоксикації, внаслідок яких відбувається гальмування метаболізму, включно – акумуляції металу [5, 9].
- по-друге, механізми накопичення залежать від хімічних властивостей та біологічної функції металу. Есенціальні елементи порівняно з токсичними характеризуються більшою ефективністю асиміляції. Для вилучення необхідних металів з водного середовища у моллюсків функціонують спеціальні механізми акумуляції, що зумовлюють їх ефективне накопичення за умов низьких рівнів у середовищі [9]. Тобто, акумуляційна здатність, виражена через величину K_H , буде зростати при зниженні концентрації есенціальних елементів у навколишньому середовищі.

В результаті зазначених причин величина K_H буде більшою за низької концентрації металу у (тобто за відсутності забруднення), ніж за високої концентрації (забруднення).

Висновки

Величину K_H важких металів гідробіонтами, зокрема молюсками, не можна використовувати для кількісної оцінки рівнів забруднення водних екосистем. З іншого боку, K_H може слугувати для кількісної оцінки здатності певного виду організму-монітора накопичувати метал за певних умов, що можна використовувати як критерій його індикаторних властивостей щодо забруднення.

1. Ковалевский, А.Л. Биогеохимические поиски рудных месторождений / А.Л. Ковалевский. – М.: Недра, 1984. – 172 с.
2. Критерии оценки экологической обстановки территорий для выявления зон чрезвычайной экологической ситуации и зон экологического бедствия. – Приказ Минприроды РФ 30.11.1992. – 51 с.
3. Никаноров А.Н. Биомониторинг металлов в пресноводных экосистемах / Никаноров А.Н., Жулидов А.В. – Л.: Гидрометеоиздат, 1991. – 291 с.
4. Романенко В.Д. Основы гидроэкологии / В.Д. Романенко. – К.: Генеза, 2004. – 664 с.
5. Филенко О.Ф. Основы водной токсикологии / Филенко О.Ф., Михеева И.В. – М.: Колос, 2007. – 144 с.
6. Coeurdassier M. Assessment of whole effluent toxicity on aquatic snail: bioaccumulation of Cr, Zn and Fe and individual effects in bioassays / M. Coeurdassier, A. Vauflery, A. Grini [et al.] // Environ. Toxicol. Chem. – 2005. – Vol. 24. – P. 198–204.
7. De Forest D.K. Assessing metal bioaccumulation in aquatic environments: The inverse relationship between bioaccumulation factors, trophic transfer factors and exposure concentration / D.K. De Forest, K.V. Brix, W.J. Adams // Aquat. Toxicol. – 2007. – Vol. 87. – P. 236 – 246.
8. Hare L. A biomonitoring for tracking changes in the availability of lakewater cadmium over space and time / L.Hare, A.Tessier, M-N.Croteau // Human and Ecological risk assessment. – 2008. – Vol. 14. – P. 229 – 242.
9. Phillips D.J.H. Biomonitoring of trace aquatic contaminants / Phillips D.J.H., Rainbow P.S. – Oxford, Chapman&Hall, 1994. – 350 p.

Д.В. Лукашов

Киевский национальный университет им. Тараса Шевченко, Украина

ЯВЛЯЮТСЯ ЛИ КРИТЕРИЕМ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ КОЭФФИЦИЕНТЫ НАКОПЛЕНИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ ГИДРОБИОНТАМИ?

Исследована изменчивость величины коэффициента накопления Cd, Cu, Zn, Cr, Ni, Pb, Co, Mn, Fe пресноводными моллюсками из 248 водоемов Украины. Показана обратная зависимость между величиной коэффициента накопления и концентрацией металлов в водной среде, что не позволяет использовать данный показатель в качестве критерия загрязнения.

Ключевые слова: тяжелые металлы, коэффициент накопления, моллюски

D.V. Lukashov

Taras Shevchenko National University of Kyiv, Ukraine

ARE LI COEFFICIENTS OF ACCUMULATION OF HEAVY METALS AQUATIC LIVES CRITERION OF CONTAMINATION OF WATER ECOSYSTEMS?

The variability of biological concentration factor for Cd, Cu, Zn, Cr, Ni, Pb, Co, Mn, Fe of freshwater mollusks from 248 water bodies of Ukraine was investigated. Inverse dependency is shown between value of the concentration factor and metal concentration in ambient waters that does not allow using this factor as criterion of the pollution level.

Key words: heavy metals, coefficient accumulation, freshwater mollusks

УДК 502.211:597.2

О.М. МАРЕНКОВ, А.І. ДВОРЕЦЬКИЙ, Г.С. БЛОКОНЬ

Дніпропетровський національний університет ім. О. Гончара
просп. Гагаріна, 72, Дніпропетровськ 49010, Україна

РАДІОНУКЛІДНЕ ЗАБРУДНЕННЯ ПРОМИСЛОВИХ ВИДІВ РИБ ДНІПРОВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

Встановлено, що радіонукліди штучного походження (^{137}Cs і ^{90}Sr) найбільше накопичуються в м'язовій тканині іхтіофагів, а найменше – в м'язовій тканині рослиноїдних риб. Радіонукліди природного походження (^{40}K , ^{226}Ra і ^{232}Th) найбільше накопичуються м'язовою тканиною бентофагів, а найменше – рослиноїдними рибами. Отримані результати свідчать про те, що вміст радіонуклідів у досліджуваній рибі не перевищує допустимих рівнів. Однак слід постійно контролювати вміст цих радіонуклідів в водній екосистемі Дніпровського водосховища.

Ключові слова: промислові риби, радіонукліди, водоймище, накопичення

Особливе місце серед несприятливих екологічних факторів займає радіоактивне забруднення [1]. Риби, вирощені у радіоактивно забруднених водоймах, здатні накопичувати радіонукліди [4]. Внесок іхтіофауни в загальну біомасу прісноводних водойм є значним і риби відіграють істотну роль у процесах міграції радіонуклідів в екосистемах. Тому вивчення особливостей накопичення радіонуклідів в організмах цих гідробіонтів має важливе значення, насамперед, для вирішення санітарно-гігієнічних проблем.

Радіоекологічна ситуація у Дніпропетровському регіоні формується за рахунок впливу штучних радіонуклідів та об'єктів уранової та уранопереробної промисловості. Найбільшу небезпеку становлять хвостосховища м. Дніпродзержинська, розташовані поблизу р. Коноплянка (приток Дніпровського водосховища). Ситуація з подальшою долею хвостосховищ не вирішена донині і є надзвичайно загрозливою, оскільки у 1948–1991 рр. накопичено біля 42 млн. т радіоактивних відходів, що під час їх вимивання потрапляють до Дніпровського водосховища [3]. Значний внесок в погіршення радіоекологічної ситуації зробила аварія на ЧАЕС [2].

Актуальність вивчення особливостей накопичення радіонуклідів гідробіонтами водойм з різним рівнем радіонуклідного забруднення визначається тим, що такі дослідження дозволяють оцінити зміни рівнів вмісту токсикантів у гідробіонтах, особливо рибах, оскільки по харчовому ланцюгу вони потрапляють до організму людини.

Метою роботи є визначення рівнів вмісту радіонуклідів природного (^{40}K , ^{226}Ra , ^{232}Th) і штучного (^{137}Cs , ^{90}Sr) походження та коефіцієнтів їх накопичення в тканинах промислових видів риб Дніпровського водосховища.

Матеріал і методи досліджень

Об'єктом досліджень були риби: плітка звичайна – *Rutilus rutilus*; щука звичайна – *Exos lucius*; окунь звичайний – *Perca fluviatilis*; товстолоб білий – *Hypophthalmichthys molitrix*; лящ звичайний – *Abramis brama*; карась сріблястий – *Carassius auratus gibelio*; білізна – *Aspius aspius*; короп європейський – *Cyprinus carpio*; чехоня – *Pelecus cultratus*. Всі вони мають промислове значення [9].

Відбір проб здійснювали ГОСТ 7631. Відбір проби риб за масою проводили згідно ДСТУ 2284-93. Для визначення токсичних елементів проби відбиралися згідно ГОСТ 26929 [10]. Підготовку проб до радіоспектрометричних вимірювань проводили згідно існуючих методик [8]. Питому радіоактивність тканин та органів риб розраховували в нативній масі (Бк кг⁻¹). Активність радіонуклідів у підготовлених зразках визначали за допомогою сцинтиляційного бета-спектрометра СЕБ-0.ХХ. Обробку спектрів здійснювали за допомогою програмного забезпечення АК-1.

Результати досліджень та їх обговорення

Визначено вміст штучних та природних радіонуклідів в м'язовій тканині промислових видів риб. Дослідження показали, що рівні вмісту ^{137}Cs в рибах становили від 0,22 Бк/кг у білого товстолоба до 16,30 Бк/кг у щуки. Вмісту ^{90}Sr становив від 0,52 Бк/кг у білого товстолоба до 3,40 у чехоні (рис. 1).

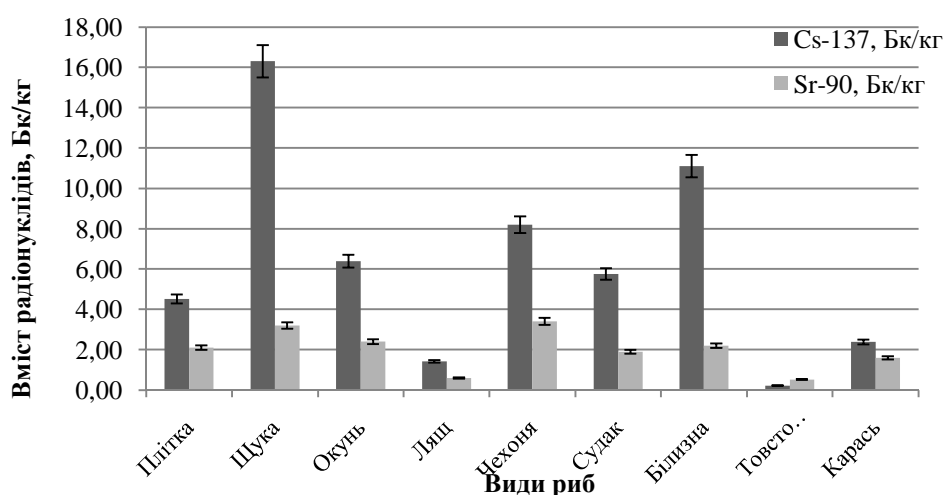


Рис. 1. Вміст ^{137}Cs та ^{90}Sr в рибах Дніпровського водосховища у 2009 р.

Аналіз даних дозволив розташувати досліджені види риб за вмістом радіонуклідів у ряди: ^{137}Cs – щука > білізна > чехоня > окунь > судак > плітка > карась > лящ > білий товстолоб; ^{90}Sr – чехоня > щука > окунь > білізна > плітка > судак > карась > лящ > білий товстолоб.

Спостерігається накопичення штучних радіонуклідів за схемою хижак – бентофаг – фітофаг, що пов'язано з біоаккумуляцією радіонуклідів у харчовому ланцюзі. Найбільший вміст штучних радіонуклідів спостерігався в організмах хижаків, а найменший – у фітопланктофага – білого товстолоба, що зумовлено його найкоротшим харчовим ланцюгом: фітопланктон – білий товстолоб [6].

Вміст природного радіонукліду ^{40}K у рибах коливався від 0,63 Бк/кг у білого товстолоба до 207,00 Бк/кг у карася. Вміст ^{226}Ra у – від 0,39 Бк/кг у білого товстолоба до 48,00 Бк/кг у карася. Вміст ^{232}Th – від 0,35 Бк/кг у білого товстолоба до 40 Бк/кг у карася (рис. 2).

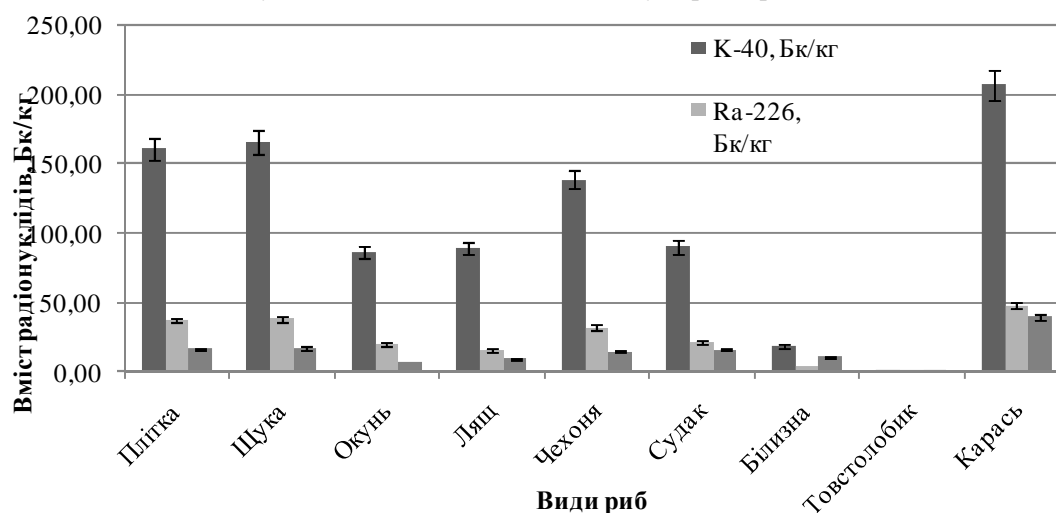


Рис. 2. Вміст радіонуклідів ^{40}K , ^{226}Ra та ^{232}Th в м'язовій тканині риб Дніпровського водосховища

Видову специфіку розподілу природних радіонуклідів в організмах риб з різним типом живлення характеризують ряди: ^{40}K – карась > щука > плітка > чехоня > судак > лящ > окунь > білізна > білий товстолоб; ^{226}Ra – карась > щука > плітка > чехоня > судак > окунь > лящ > білізна > білий товстолоб; ^{232}Th – карась > щука > плітка > судак > чехоня > білізна > лящ > окунь > білий товстолоб.

Найбільший вміст ^{40}K , ^{226}Ra та ^{232}Th відмічений у карася, що пов'язано з придонним способом життя та з типом живлення – еврифаг. Наступною є щука, що пов'язано з хижацтвом та накопиченням радіонуклідів за рахунок їх переходу по харчовому ланцюгу [7]. Наступні види риб накопичують радіонукліди згідно з трофічним рівнем, який вони займають, та вмістом токсикантів в кормових ресурсах.

З метою оцінки рівнів накопичення штучних радіонуклідів в м'язовій тканині досліджуваних видів риб залежно від вмісту їх у воді проведено визначення та оцінка рівнів накопичення цих елементів (рис. 3.)

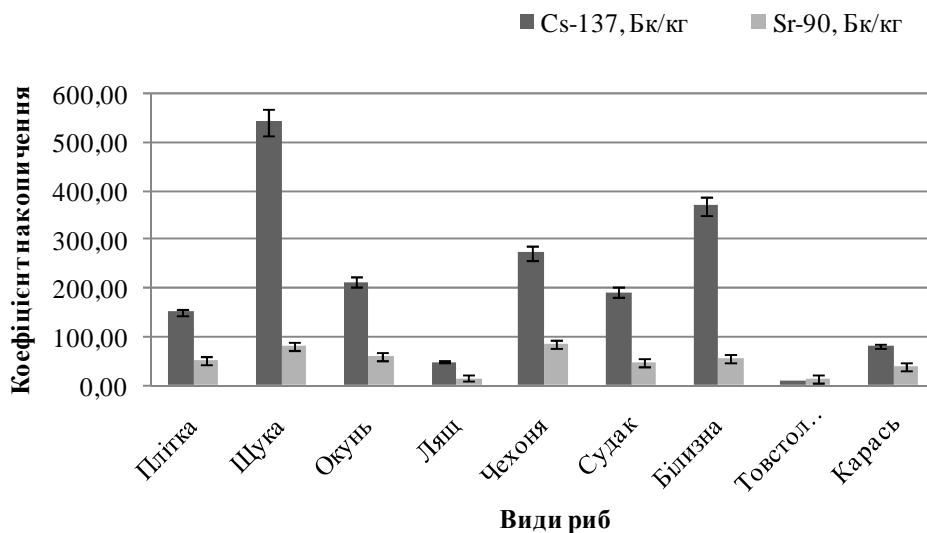


Рис. 3. Коефіцієнти накопичення штучних радіонуклідів м'язовою тканиною риб Дніпровського водосховища у 2009 р.

Ряди коефіцієнтів накопичення штучних радіонуклідів м'язовою тканиною риб Дніпровського водосховища такі: ^{137}Cs – щука > білізна > чехоня > окунь > судак > плітка > карась > лящ > білий товстолоб; ^{90}Sr – чехоня > щука > окунь > білізна > плітка > судак > карась > лящ > білий товстолоб.

За хімічною природою стронцій є аналогом кальцію, тому його вміст у м'язовій тканині незначний. Динаміка накопичення цезію пов'язана з особливостями фізіологічних та біохімічних процесів в організмі риб, а також з вмістом радіонукліду в кормових ресурсах [5].

Дослідження показали наявність радіонуклідів в організмі риб, проте ці величини не перевищують допустимих рівнів згідно з ДР-2006. Однак, промисел риби на радіоактивно забруднених територіях зобов'язує постійно контролювати вміст радіонуклідів в екосистемах для оцінки надходження цих радіонуклідів в організм людини з продукцією рибальства.

Висновки

1. У прісноводних видів риб, які є промисловими видами для Дніпровського водосховища, виявлено штучні довгоіснуючі радіонукліди ^{137}Cs і ^{90}Sr , а також радіонуклідів природного походження – ^{40}K , ^{226}Ra і ^{232}Th .
2. Вміст радіонуклідів в промислових видах риб був для ^{137}Cs у 9–13 разів та у 10–14 разів для ^{90}Sr нижчим від існуючих в Україні допустимих рівнів для риби як харчового продукту.
3. Максимальний коефіцієнт накопичення ^{137}Cs спостерігався у щуки, а максимальний коефіцієнт накопичення ^{90}Sr – у чехоні. За типом харчування хижі види риб накопичували більше штучних радіонуклідів.

1. Волкова Е. Н. Динамика содержания цезия – 137 в гидробионтах днепровских водохранилищ / Е. Н. Волкова, В. В. Беляев, О. Л. Зарубина // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біологія. – 2005. – Вип. 26. – С. 66–71.
2. Дворецкий А. И. Радиоактивное загрязнение водоемов Приднепровья до и после аварии на ЧАЭС / Дворецкий А. И., Белоконов А. С. // Стійкий розвиток: забруднення оточуючого середовища та екологічна безпека. – 1999. – С. 125–130.
4. Дворецкий А. И. Запорожское (Днепроовское) водохранилище / Дворецкий А. И., Рябов Ф. П. – Днепропетровск: Изд-во Днепрпетр. ун-та, 2001. – С. 48–49.

5. Кузьменко М.І. Радіонукліди та їх екологічне значення в водоймах України / М. І. Кузьменко, Д. І. Гудков, І. В. Паньков // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біологія. Спецвип.: Гідроекологія. – 2001. – Вип. № 4 (15). – С. 19–21.
6. Марей А.Н. Санитарная охрана водоемов от загрязнений радиоактивными веществами / А.Н. Марей. – М.: Атомиздат, 1976. – 222 с.
7. Маренков О.М. Шляхи радіонуклідного забруднення промислових видів риб Дніпровського водосховища / О. М. Маренков, А. І. Дворецький, Г. С. Білоконь // Екологічний інтелект – 2009: Зб. наук. робіт студентів та молодих вчених вищих навчальних закладів України / За ред. Ю. В. Зеленько, Арламової Н.Т. – Дніпропетр. нац. ун-т залізн. трансп. ім. акад. В. Лазаряна. – Дніпропетровськ, 2009. – С. 74.
8. Маренков О.М. Взаємозв'язок накопичення радіонуклідів та важких металів рибами Дніпровського водосховища / Маренков О. М., Дворецький А. І. // Пробл. екології та екологічної освіти: Мат. VIII Міжн. наук.-практ. конф. – Кривий Ріг: Видавничий дім, 2009. – С. 102.
9. Методика відбору проб сільськогосподарської продукції та продуктів харчування для лабораторного аналізу на вміст радіонуклідів // Довідник для радіологічних служб Мінсільгоспспроду України. – К., 1997. – С. 3–14.
10. Новицький Р. О. Сучасний склад фауни риб Дніпровського (Запорізького водосховища) / Р. О. Новицький // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біологія. Спецвип. Гідроекологія. – 2005. – Вип. 3 (26). – С. 48–50.
11. Перелік міждержавних стандартів станом на 01.01.2008 року. Ч. 1. – К., 2008. – С. 111–114.

О.М. Маренков, А.І. Дворецький, Г.С. Білоконь

Днепропетровский национальный университет им. О. Гончара, Украина

РАДИОНУКЛИДНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ПРОМЫШЛЕННЫХ ВИДОВ РЫБ ДНЕПРОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Установлено, что радионуклиды искусственного происхождения (^{137}Cs и ^{90}Sr) значительно накапливаются в мышечной ткани ихтиофагов, меньше – в мышечной ткани растительноядных рыб. Радионуклиды природного происхождения (^{40}K , ^{226}Ra и ^{232}Th) значительно накапливаются мышечной тканью бентофагов, а меньше растительноядными рыбами. Полученные результаты исследований свидетельствуют о том, что содержание радионуклидов в исследуемой рыбе не превышает допустимых уровней. Однако следует постоянно контролировать содержание этих радионуклидов в водной экосистеме Днепровского водохранилища.

Ключевые слова: промышленные рыбы, радионуклиды, водоем, накопление

O.M. Marenkov, A.I. Dvoretzkiy, G.S. Bilokon'

Oles Honchar Dnipropetrovsk National University, Ukraine

RADIONUCLIDES CONTAMINATION OF INDUSTRIAL TYPES OF FISHERY OF DNIEPER RESERVOIR

We found that artificial radionuclides (^{137}Cs and ^{90}Sr) the most accumulate in muscle tissue of ichthyophages, and the least – in the muscle tissue of herbivorous fish. Naturally occurring radionuclides (^{40}K , ^{226}Ra and ^{232}Th) accumulated the most muscular tissue benthophagous, and the least – phytophagous fish. These results indicate the content of radionuclides in the investigated fish does not exceed acceptable levels of these radionuclides. However, it should constantly monitor the content of these radionuclides in the water ecosystem of the Dnieper Reservoir.

Key words: industrial fishery, radionuclides, reservoir, accumulation

УДК 591. 9:595.1

С.Ф. МАТЧИНСЬКА

Інститут гідробіології НАН України

пр-т Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210

ВПЛИВ ЗАРЕГУЛЮВАННЯ НА СТРУКТУРНУ ОРГАНІЗАЦІЮ УГРУПОВАНЬ ОЛІГОХЕТ СЕРЕДНЬОГО ДНІПРА

Проаналізовано багаторічні зміни видового складу і кількісних показників в угрупованнях олігохет річкової системи впродовж становлення Канівського водосховища.

Ключові слова: олігохети, водосховище, зарегулювання, Середній Дніпро

Канівське водосховище заповнювалося протягом 1972–1976 рр. Серед бентосних організмів водосховища малоштиткові черви (Oligochaeta) займають значне місце. Характер їх розподілу залежить від швидкості течії, типу донних відкладів та газового режиму водних мас. При зміні хоча б однієї з цих характеристик змінюється структура угруповань олігохет.

Нами вивчено зміни, що відбуваються в угрупованнях олігохет при переході від річкової системи до водосховища в перші роки заповнення водосховища та по мірі його становлення.

Матеріал і методи досліджень

Робота базується на матеріалах власних досліджень 1984, 1997–1998, 2004 рр. на Канівському водосховищі та літературних даних по Середньому Дніпру [2–5]. Проби зообентосу відбирали за допомогою дночерпака моделі Петерсена. Лабораторна обробка матеріалу здійснювалася за загальноприйнятими в гідробіології методами [1].

Результати досліджень та їх обговорення

Дані про фауну олігохет Середнього Дніпра, де згодом було побудоване Канівське водосховище, знаходимо в роботах Оліварі (1949, 1970); Марковського, Оліварі (1956); Гурвича (1974); Коханової (1978), які вивчали донне населення основного русла та придаткової системи Дніпра. Оліварі вивчала донне населення Дніпра в 40-км зоні вниз за течією т на відрізу Дніпра Переяслав–Канів. На крупнозернистому перемитому піску русла 40-км зони формувались типові псамореофільні угруповання олігохет, до складу яких входили *Propappus volki*, *Chaetogaster krasnopolskiae*, *Chaetogaster setosus*, *Potamodrilus stephensoni*, *Nais behningi*. Серед них домінували реофіли *P. volki*, *P. stephensoni*. На жаль, автор не приводить їх чисельності та біомаси. На такому самому ґрунті бічних річищ Дніпра переважали *Tubifex newaensis*, *Isochaetides michaelsoni*. В затоках на замулених пісках відмічені *Limnodrilus hoffmeisteri*, *Limnodrilus udekemianus*, *Potamothenix moldaviensis*, *Limnodrilus clapparedianus*, чисельність яких складала 2541 екз./м², а біомаса – 7,15 г/м² (домінували *L. hoffmeisteri*, *L. udekemianus*).

Нижче за течією на відрізу Переяслав–Канів на піщаному дні основного русла Дніпра, де швидкість течії досягала 0,25–0,3 м/сек, донне населення складалося з реофілів *P. volki*, *Ch. krasnopolskiae*, *P. stephensoni* (домінували ті самі види, що і в 40-км зоні). На слабко замуленому піску русла також живуть *Amphichaeta leydigi*, *Aeolosoma quaternarium*, *Nais bretscheri*, *T. newaensis*, але домінував *P. volki*, чисельність якого на 1м² досягала 50775 екземплярів при біомасі 5,24 г. [2]. В ріпальній та субріпальній зонах основного та бічних рукавів Дніпра, де зменшується швидкість течії, в складі донного населення з'являлися типові пелофіли – *Potamothenix hammoniensis*, *Aulodrilus limnobius*, *A. plurisetia*, *P. moldaviensis*. [3]. На замулених пісках заток найбільш поширені *Peloscoclex ferox*, *P. hammoniensis*, *L. hoffmeisteri*, *L. udekemianus*, *L. clapparedianus*, *A. limnobius*, *A. plurisetia*, а переважали лімнотрилли (*L. hoffmeisteri*, *L. clapparedianus*) [4]. Загальна чисельність складала 50733 екз./м², а біомаса 2,119 г/м². В цілому олігохети Середнього Дніпра в районі Київ – Канів на основному руслі складали 27–80% загальної чисельності і 24–37% біомаси макрзообентосу та 70% чисельності і 51% біомаси мезозообентосу. Олігохети в ріпальних замулених місцях складали 90–91% від загального числа організмів. В затоках та заплавах водоймах малоштиткові черви значно переважали інші бентосні організми як за чисельністю, так і за біомасою [4].

Дані по олігохетах в перші роки заповнення Канівського водосховища (1973–1975) дуже бідні. Відомо, що у верхній частині водосховища на перемитих пісках ще домінував псамореофіл *P. volki*, а на замулених ґрунтах, де течія незначна, зустрічались представники родин Enchytraeidae, Aeolosomatidae, Tubificidae. В середній частині олігохети на замулених пісках поступались першим місцем лише личинкам хірономід та молоскам. В нижній частині олігохети складали 4000 екз./м² [5].

Нами зніснено дослідження з вивчення угруповань олігохет Канівського водосховища в 1984 р. Всього виявлено 29 видів олігохет, що належать до 5 родин: Aeolosomatidae, Lumbriculidae, Naididae, Tubificidae, Glossoscolecidae. Оскільки основним фактором розподілу олігохет є едафічний фактор, було звернуто особливу увагу на їх приуроченість до ґрунту.

У верхній частині Канівського водосховища на руслі, де ґрунти представлені слабо замуленими пісками, були відмічені: *N. pardalis*, *Specaria josinae*, *A. leydigi*, *T. newaensis*, *I. michaelsoni*. На сильно замуленому піску літоралі виявлені *P. ferox*, *L. hoffmeisteri*, *L. udekemianus*, *P. hammoniensis*, *Lumbriculus variegatus*, *A. limnobius*, *Stylaria lacustris*, *Nais pseudobutusa*, *Aeolosoma hemprichi*. (табл. 1)

Таблиця 1

Домінуючі види, чисельність (екз/м²) та біомаса (г/м²) олігохет на різних ґрунтах Канівського водосховища в 1984 році

	Слабкозамулений пісок	Сильнозамулений пісок	Мул	Лес з замуленим піском	Сірий глинистий мул
Верхня частина водосховища					
Домінанти	<i>T. newaensis</i> , <i>I. michaelisni</i>	<i>L. hoffmeisteri</i>	–	–	–
Чисельність	1550	4350	–	–	–
Біомаса	4,8	6,4	–	–	–
Середня частина водосховища					
Домінанти	<i>T. newaensis</i>	<i>L. hoffmeisteri</i>	<i>L. udekemianus</i>	<i>P. hammoniensis</i>	–
Чисельність	1800	2700	450	1250	–
Біомаса	3,80	5,45	0,95	2,90	–
Нижня частина водосховища					
Домінанти	–	<i>L. hoffmeisteri</i>	<i>P. hammoniensis</i>	–	<i>P. hammoniensis</i>
Чисельність	–	2900	2250	–	3215
Біомаса	–	5,35	4,50	–	4,12

Середня частина водосховища порівняно з верхньою багата олігохетами. На слабкозамуленому піску русла найпоширенішими є: *T. newaensis*, *I. michaelisni*, *V. intermedia*, *A. leydigi*, дуже рідко траплявся *P. moldaviensis*. Населення сильнозамулених пісків літоралі складалося з *L. hoffmeisteri*, *L. udekemianus*, *P. hammoniensis*, *L. clapedeanus*, *A. limnobius*, *P. ferox*, *P. albicola*, *P. barbata*, *P. moldaviensis*; серед коріння рогозу були виявлені *Criodrilus lacuum*, *Rhynchelmis limosella*, *L. hoffmeisteri*. Бідною була фауна олігохет на лесі з замуленим піском, де відмічено лише два види – *P. hammoniensis*, *L. hoffmeisteri*. На мулах поширені *P. ferox*, *L. udekemianus*, *Tubifex tubifex*, а в незначних кількостях *A. pluriseta*.

Нижня частина водосховища носить озерний характер, тому тут траплялися, в основному, лімнофіли. На сірому глинистому мулі був відмічений один вид – *P. Hammoniensis* з значною чисельністю. Сильнозамулені піски були заселені пелофілами *P. albicola*, *A. limnobius*, *A. pluriseta*, *Dero digitata*, *P. ferox*, *P. hammoniensis*, *L. udekemianus*, *L. clapedeanus*, *L. hoffmeisteri*. Одноманітним був видовий склад олігохет на мулах (*L. hoffmeisteri*, *P. hammoniensis*), але багатий кількісно.

При порівнянні видового складу олігохет річкової системи та водосховища можна відмітити, що в водосховищі зникли псамореофіли *N. bretscheri*, *Ch. krasnopolskiae*, *P. volki*, *Chaetogaster setosus*. Зменшилося число пелореофілів (зникли *V. intermedia*, *Aeolosoma travancorense*), а число пелофілів – *P. albicola*, *N. barbata*, *Criodrilus lacuum*, *Rhynchelmis limosella*, – збільшилося. Чисельність *P. Hammoniensis*, *L. hoffmeisteri*, *L. udekemianus*, *L. clapedeanus* зростає.

В 1997–1998 рр. здійснені дослідження на верхній ділянці Канівського водосховища, що є важливим водним джерелом для населення м. Києва, але зазнає значного антропогенного впливу. Тут виявлено 24 види олігохет, що належать до трьох родин: Naididae, Tubificidae, Lumbriculidae.

На слабкозамуленому піску фарватера були відмічені *T. newaensis*, *L. helveticus*, *L. michaelisni*, *S. lacustris*, *N. pardalis*, *Specaria qosinae*, а сильнозамулені піски медіалі були заселені *L. hoffmeisteri*, *P. moldaviensis*, *P. hammoniensis*, *A. pluriseta*, *P. ferox*, *Lumbriculus variegatus*. На мулах з черепашкою *Dreissena* були поширені *A. limnobius*, *L. hoffmeisteri*, *P. albicola*, *P. hammoniensis*. Значною видовою бідністю відзначався чорний мул, заселений *P. hammoniensis*, *L. hoffmeisteri*. Не відрізнявся значною різноманітністю і сірий мул (*L. hoffmeisteri*, *P. hammoniensis*, *L. udekemianus*), однак чисельність та біомаса цих олігохет була значною.

Порівнюючи фауну олігохет 1997–1998 рр. та 1984 р., можна зазначити, що радикальних змін у видовому складі та кількісному розвитку не відбулося (табл. 2).

Таблиця 2

Домінуючі види, чисельність (екз/м²) та біомаса (г/м²) олігохет на різних ґрунтах верхньої частини Канівського водосховища в 1997–1998 рр.

	Слабко-замулений пісок	Сильно-замулений пісок	Мул з черепашкою <i>Dreissena</i>	Сірий мул	Чорний мул
Домінанти	<i>T. newaensis</i> , <i>I. michaelsini</i>	<i>L. hoffmeisteri</i>	<i>L. hoffmeisteri</i> , <i>P. hammoniensis</i>	<i>P. hammoniensis</i>	<i>L. hoffmeisteri</i>
Чисельність	1350	5025	1270	1950	1300
Біомаса	5,15	8,75	4,11	5,25	4,70

Показники розвитку олігохет верхньої частини водосховища в 2004 році були дуже подібними до таких в 1997–1998 рр. (табл. 3).

Таблиця 3

Домінуючі види, чисельність (екз/м²) та біомаса (г/м²) олігохет на різних ґрунтах верхньої частини Канівського водосховища в 2004 р.

	Слабкозамулений пісок	Сильнозамулений пісок	Сірий мул	Чорний мул
Домінанти	<i>I. michaelsini</i>	<i>L. hoffmeisteri</i>	<i>P. hammoniensis</i>	<i>A. limnobiis</i>
Чисельність	1450	4400	2200	1550
Біомаса	4,55	7,80	6,55	5,45

Висновки

Отже, угруповання олігохет зазнали суттєвих змін при перетворенні річки на водосховище протягом перших кількох років після його заповнення. Однак, у наступні 20 р. стан угруповань олігохет був стабільним.

1. *Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений* / Под ред. В.А. Абакумова. – Л.: Гидрометеиздат, 1983. – 240 с.
2. *Оліварі Г.А.* До характеристики донної фауни придаткової системи Середнього Дніпра / Г.А. Оліварі // Труды Інституту гідробіології. – К.: Вид. АН УССР, 1949. – № 24. – С. 12–31.
3. *Марковский Ю.М.* Бентосток и динамика бентоса Среднего Днестра в вершине будущего Кременчугского водохранилища / Ю.М. Марковский, Г.А. Оливари // Зоол. журн. – 1956. – Т. 35, № 6. – С. 820–832.
4. *Гурвич В.В.* Микро- и мезобентос Днестра на участке будущего Каневского водохранилища / В.В. Гурвич // Гидробиол. журн. – 1974. – Т. 10, № 4. – С. 24–29.
5. *Коханова Г.Д.* Кормовая база для рыб бентофагов в Каневском водохранилище / Г.Д. Коханова // Рыб. хоз-во. – 1978. – № 26. – С. 35–39.

С.Ф. Матчинская

Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

ВЛИЯНИЕ ЗАРЕГУЛИРОВАНИЯ НА СТРУКТУРНУЮ ОРГАНИЗАЦИЮ ГРУППИРОВОК ОЛИГОХЕТ СРЕДНЕГО ДНЕСТРА

Проведен анализ многолетних изменений видового состава и количественных показателей в сообществах олигохет речной системы и по мере становления Каневского водохранилища.

Ключевые слова: олигохеты, водохранилище, зарегулирование, Средний Днестр

S.F. Matchinskaya

Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

INFLUENCE OF ADJUSTING ON STRUCTURAL ORGANIZATION OF GROUPMENTS OF OLIGOKHET OF MIDDLE DNEPR

The paper considers the perennial changes in the species composition and quantitative characteristics of the oligochaeta communities in the river system and in the course of the Kaniv water reservoir formation.

Key words: oligochaeta, reservoir, adjusting, Middle Dnieper

УДК 574.5(28):574.587

В.П. МАШИНА

Інститут гідробіології НАН України
пр-т Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210

СТРУКТУРА ЛІТОРАЛЬНОГО МІКРО- І МЕЗОБЕНТОСУ КИЇВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

В роботі наведені дані щодо структурної організації мікро- і мезобентосу літоралі Київського водосховища. Зроблено висновки про те, що особливості розвитку літоральних угруповань мікро- і мезобентосу визначається різними типами донних відкладів, різними глибинами та розвитком водної рослинності.

Ключові слова: мікро- і мезобентос, літораль, водосховище

Створення водосховищ на рівнинних річках, зокрема дніпровських водосховищ, призвело до виникнення нового типу ландшафтно-мілководного комплексу, що відіграє важливу роль у функціонуванні всієї водної екосистеми. Мілководний ландшафт є аналогом літорального комплексу озernого типу, тобто акваторії по ізобатах до 2 м, які зазвичай називають мілководдями. Вивчення структурно-функціональної організації літоральних біоценозів водних екосистем є одним з основних розділів гідробіоценології, що нині є одним з пріоритетних напрямків досліджень водних об'єктів [2, 3].

Маловивченим компонентом літоральних біоценозів є мікро- і мезобентос, що є невід'ємною складовою єдиного донного біоценозу. Мікро- і мезобентос відіграє важливу роль в функціонуванні всієї водойми, є проміжним ланцюгом у колообізі органічних речовин. Існуючи у зоні розділу водно-дно, тобто в підсистемі, в якій відбуваються біологічні та фізико-хімічні процеси, притаманні для всієї водойми, мікро- і мезобентос є ценотичною групою, через яку встановлюються функціональні зв'язки між окремими компонентами біоти всієї водойми. Нині в науковій літературі інформація щодо структурно-функціональної характеристики літорального мікро- і мезобентосу та його ролі у функціонуванні водних екосистем досить обмежена, що і спонукало до проведення цих досліджень.

Метою роботи було дослідження структурних показників мікро- і мезобентосу літорального природного комплексу екосистем рівнинних водосховищ.

Матеріал і методи досліджень

Натурні дослідження літоралі Київського водосховища проведені на трансекті з Глібівської затоки на відкриту частину водосховища в липні 2008 р. Для відбору проб на літоральних ділянках водосховища з глибиною до 2,5 м використовували трубку К.С. Володимирової, на глибинних ділянках (до 4,0 м) використовували мікробентометр МБ-ТЄ. Кількісні проби мікро-і мезобентосу є 6-12 см монолітами ґрунту діаметром 3,8 см з 1–2 см шаром придонної води над ними. Проби відбирали на донних відкладах різних типів: слабо і сильно замулених пісках та на чорному мулі, опрацьовували згідно загальноприйнятій гідробіологічній методиці [1]. Визначення видового складу мікро- і мезобентосу організмів проводилося для всіх таксономічних груп за винятком олігохет (Oligochaeta) та гарпактицид (Harpacticoida).

Результати досліджень та їх обговорення

Протягом періоду досліджень в літоральному мікро- і мезобентосі Київського водосховища виявлено 74 види бентосних організмів, які входять до складу 7 таксономічних груп, включно 46 видів черепашкових корененіжок (Rhizopoda), 10 – вільноживучі нематоди (Nematoda), 3 – веслоногі і 5 видів гіллястовусих ракоподібних (Cyclopoida, Cladocera) та 8 видів личинок хірономід (Chironomidae). Найчастіше траплялися черепашкові корененіжки (Rhizopoda) – 78,3% випадків – та вільноживучі нематоди (Nematoda) – 71,4%. Серед мезобентосних організмів найчастіше траплялися олігохети (Oligochaeta) – 90,2% та личинки хірономід (Chironomidae) – 50,7%. Цим таксономічним групам притаманна провідна роль у формуванні чисельності всього мікро- і мезобентосу.

Отримані результати показали суттєві відмінності у складі та кількісному розвитку мікро- і мезобентичних угруповань різних біотопів досліджених ділянок. Встановлено, що кількісні показники розвитку бентосних організмів коливалися в межах: чисельність – від 91,9 тис.екз/м² до 733,4 тис.екз/м²; біомаса – від 0,33 г/м² до 6,94 г/м². Найбільше видове різноманіття мікро- і

мезобентосу (21 вид) відмічено на слабкозамулених пісках мілководних ділянок з глибинами до 1,7 м в заростях рдесника пронизанolistого. Ва цих біотопах найвищим є показник біомаси мезобентичних організмів – 6,51 г/м². Основу біомаси угруповань мезобентосу в заростях макрофітів складали личинки хірономід (5,66 г/м²) – 86,9% всього мезобентосу. До складу домінуючого комплексу мікро- і мезобентичних угруповань в заростях водяних рослин входили види з трьох таксономічних груп: вільноживучі нематоди, олігохети та личинки хірономід: *Dorylaimus stagnalis* Dujardin, 1848, *Mononchus truncatus* Bastian, 1865, *Cricitopus ex gr. silvestris* Fabr., *Glyptotendipes glaucus* (Mg.), *Polypedilum convictum* (Walk).

Відмічаємо, що мінімальний розвиток організмів мезобентосу спостерігався на замулених пісках чистоводдя на ділянках з глибиною 4,0 м, де розвивалася лише одна група мезобентосу – олігохети з найменшими показниками розвитку чисельності і біомаси (9,2 тис.екз/м² і 0,28 г/м² відповідно).

Мікробентос інтенсивно розвивався (706,8 тис.екз/м²) на глинистому мулі чистоводдя (глибина 4,5 м) в центрі Глібовської затоки за рахунок розвитку представників лише однієї групи мікробентосу – черепашкових кореніжок (Rhizopoda), яких було зареєстровано 18 видів.

На чистоводних ділянках (глибина до 4,5 м) домінували представники однієї з найпоширенішої групи мікробентосу – черепашкові кореніжки (Rhizopoda), а саме: *Diffugia corona* Wallich, 1864, *D. oblonga oblonga* Ehrenberg, 1838, *D. obl.* *Angusricollis* Stepanek, 1952, *Centropyxis aerophila sylvatica* Deflandre, 1929, *C. spinosa* Cash, 1909.

Висновки

Неоднорідність якісного та кількісного різноманіття мікро- і мезобентосу літоральної зони водосховища визначається рядом взаємопов'язаних факторів: різними типами донних відкладів, різними глибинами та розвитком фітоценозів водяних рослин. Мілководні ділянки з фітоценозами водяних рослин (глибини до 1,7 м) за видовим і кількісним різноманіттям мікро- і мезобентичних організмів більш продуктивні, ніж чистоводні ділянки (глибина 4,0–4,5 м). Співвідношення домінуючих таксономічних груп та склад домінуючого комплексу різних літоральних ділянок визначається неоднорідністю умов існування мікро- і мезобентичних угруповань. З збільшенням глибини якісне і кількісне різноманіття мікро- і мезобентичних організмів знижується.

Структурна організація та особливості розвитку бентосних угруповань літоральної зони Київського водосховища свідчать про нормальне функціонування мікро- і мезобентичних організмів.

1. Гурвич В.В. Методика количественного изучения микро- и мезобентоса / В.В. Гурвич // Биол. внутрен. вод. – 1969. – Информ. Бюл. 3. – С. 5–19.
2. Структура и сукцессии литоральных биоценозов днепровских водохранилищ / Л.Н. Зимбалева, Ю.В. Плигин, Л.А. Хороших [и др.] – К.: Наук.думка, 1987. – 204 с.
3. Структурно-функциональная организация литоральных биоценозов Телецкого озера / Е.Ю. Зарубина, Е.Ю. Митрофанова, Л.В. Яныгина [и др.] // IX Съезд Гидробиол. общества РАН. 18–22 сент. 2006, Тольятти. – Тольятти, 2006. – Т. 2. – С. 170.

В.П. Машина

Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

СТРУКТУРА ЛИТОРАЛЬНОГО МИКРО- И МЕЗОБЕНТОСА КИЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

В работе приведены данные по структурной организации микро- и мезобентоса литорали Киевского водохранилища. Сделан вывод о том, что особенности развития литоральных микро- и мезобентических сообществ определяется разными типами донных обложений, глубинами и развитием водной растительности.

Ключевые слова: микро- и мезобентос, литораль, водохранилище

V.P. Machina

Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

STRUCTURE LITORAL MIKRO- AND MESOBENTHOS OF KYIV RESERVOIR'S

The paper considers the structure of micro- and mezobenthic in the Kyiv water reservoir's littoral. The conclusion has been made, that development of littoral micro- and mezobenthic assemblages is determined by different types of bottom deposits, various depths and water vegetation growth.

Key words: micro- and mesobenthos, littoral, Kyiv reservoir's

УДК 581.1:(581.524.13+577.151.6)(577.152.1+577.152.3)

В.О. МЕДВЕДЬ, А.В. КУРЕЙШЕВИЧ

Інститут гідробіології НАН України

пр-т Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210

ЗМІНИ КАТАЛАЗНОЇ АКТИВНОСТІ ТА ВМІСТУ КАРОТИНОЇДІВ У ВОДОРОСТЕЙ ЗА ДІЇ КОФЕЙНОЇ КИСЛОТИ

Проведено порівняльний аналіз змін активності каталази і сумарного вмісту каротиноїдів у деяких видів Chlorophyta (*Desmodesmus brasiliensis*, *D. communis*) і Cyanophyta (*Anabaena cylindrica*, *Phormidium autumnale* f. *uncinata*) під впливом кофейної кислоти.

Ключові слова: кофейна кислота, культури водоростей, активність каталази, каротиноїди

Формування альгоугруповань і зміна домінуючих видів у природних водоймах відбуваються за комплексного впливу багатьох екологічних і антропогенних чинників. Проте при їх стабільній дії формування структури планктонних альгоугруповань на будь-якій ділянці водойми може бути обумовлено алопатичною взаємодією окремих видів водяних рослин [6]. Суттєвий інтерес викликає проблема впливу екзометаболітів макрофітів на функціональну активність окремих видів водоростей. Серед них найбільшу увагу привертають поліфеноли, що виявляють значну біологічну активність щодо представників альгофлори [1, 5, 6]. Відомо, що речовини фенольної природи викликають у гідробіонтів окисдаєтвний стрес [4, 8].

Одним з екзометаболітів фенольної природи макрофітів є кофейна кислота [7]. Попередні дослідження показали [2, 6], що з ароматичних оксикислот вона найбільше впливала на активність ферменту з класу оксидоредуктаз – нітратредуктази, якій належить головна роль у трансформації нітратного азоту у водоймах. Кофейна кислота є сильним відновлювачем і в лужному середовищі окислюється до відповідного хінону.

Метою роботи було дослідити особливості впливу кофейної кислоти на активність ферменту каталази (КФ 1.11.1.6), яка нейтралізує пероксид водню, що утворюється при оксидантному стресі, та вміст каротиноїдів, що теж відіграють суттєву роль у антиоксидантному захисті клітин, у водоростей різних екологічних груп.

Матеріал і методи досліджень

У модельних дослідах використовували культури поширених представників синьозелених водоростей – *Anabaena cylindrica* Lemm. HPDP-1, *Phormidium autumnale* f. *uncinata* (Ag.) та зелених – *Desmodesmus brasiliensis* (Bohl.) Hegew. IBASU-A 273, *D. communis* (Hegew.) Hegew. IBASU-A 277. Водорості вирощували на середовищі Фітцджеральда у модифікації А. Цендера і П. Горхема при температурі 22-25°C та освітленні 3000 лк лампами денного світла протягом 16 год. Кофейну кислоту вносили у середовище в кількості 0,1 мг/дм³ та 1,0 мг/дм³ в логарифмічній фазі росту водоростей. Активність каталази (АК) та сумарний вміст каротиноїдів визначали через 2 та 24 год. згідно методів [4, 10].

Результати досліджень та їх обговорення

Дослідження показали (рис.), що у синьозеленої водорості *A. cylindrica* вже через 2 год. після внесення у середовище кофейної кислоти (0,1 мг/дм³ та 1,0 мг/дм³) зафіксовано зниження АК порівняно з контролем (на 48% і 24% відповідно). Через добу при нижчій концентрації кофейної кислоти величина цього показника була меншою від значення в контролі на 23,5%, а при вищій – не відрізнялася від нього.

У іншого представника Cyanophyta – перифітонної водорості *Ph. autumnale* f. *Uncinata* – під впливом тієї ж кількості кофейної кислоти спостерігалася інша картина. Так, через 2 год. після внесення діючої речовини (0,1 мг/дм³ та 1,0 мг/дм³) АК збільшилася на 33,5% і 150,0% відповідно. Проте вже через добу величина досліджуваного показника при нижчій концентрації кофейної кислоти практично не відрізнялася від значень в контролі (рис.), а при вищій – була меншою на 16,3%.

У зеленої водорості *D. brasiliensis* (рис. 1) після внесення кофейної кислоти в середовище культивування спостерігалася зниження АК порівняно з контролем, яке наростало з часом: через 2 год. на 39% і 50%, а через добу – на 66,2% і 67,5% відповідно мг/дм³.

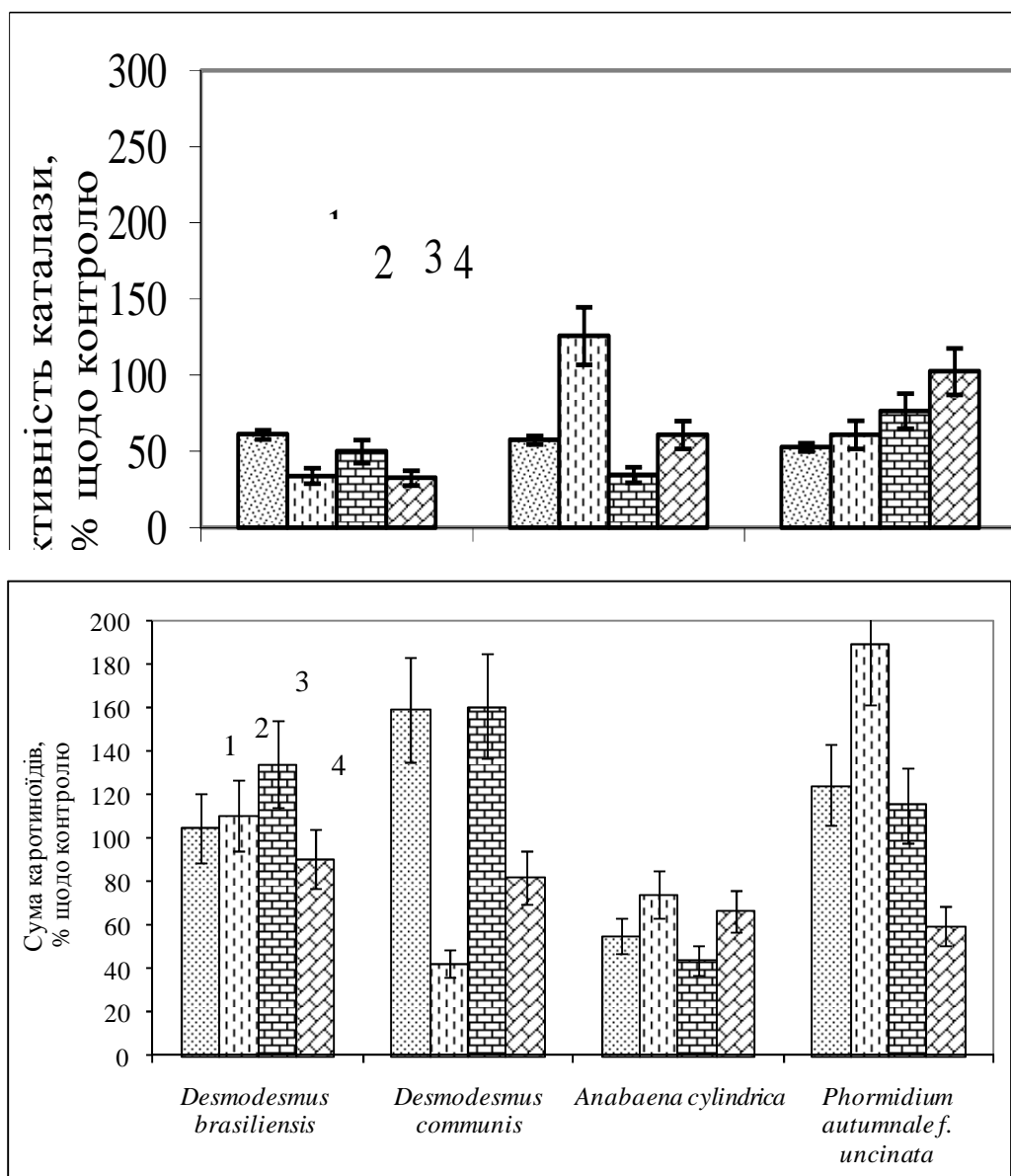


Рис. Динаміка активності каталази та сумарного вмісту каротиноїдів (у розрахунку на суху вагу) під впливом кофейної кислоти у представників зелених та синьозелених водоростей: 1 – 0,1 мг/дм³ через 2 год.; 2 – 0,1 мг/дм³ через 24 год.; 3 – 1,0 мг/дм³ через 2 год.; 4 – 1,0 мг/дм³ через 24 год.

У іншого представника Chlorophyta *D. communis* так само як і у *D. brasiliensis* через 2 год. після внесення кофейної кислоти зареєстровано значне пригнічення АК порівняно з контролем – на 42,5% та 65,5% при концентрації 0,1 мг/дм³ та 1,0 мг/дм³ відповідно (рис. 1). Проте, з збільшенням часу експозиції у *D. communis*, на відміну від *D. brasiliensis*, відбувалося відновлення активності ферменту до значень у контролі. При цьому за низької концентрації кофейної кислоти АК навіть перевищила показник у контролі на 25,7%, а за високої (1,0 мг/дм³) – відміни дослідного варіанту від контролю через добу зменшились до 39,2% проти 65,0%.

З огляду на те, що каротиноїди виконують антиоксидантну функцію в клітинах рослин, цікаво було дослідити зміну їхнього вмісту в обраних нами для експериментів представників Cyanophyta і Chlorophyta під впливом кофейної кислоти в тих самих концентраціях.

Отримані дані свідчать про те, що у синьозеленої водорості *Anabaena cylindrica* у всіх варіантах експерименту відбувається зниження порівняно з контролем вмісту каротиноїдів. У іншого представника Cyanophyta *Ph. autumnale f. uncinata* при меншій кількості кофейної кислоти в середовищі спостерігалось підвищення, що наростало з часом, величини зазначеного показника

порівняно з контролем на 24,5% і 89,6% відповідно через 2 год. і 24 год. При вищому вмісті кофейної кислоти концентрація каротиноїдів порівняно з контролем через 2 год зросла на 11,5%, а через добу, навпаки, знизилася на 41%.

У зеленої водорості *D. communis* через 2 год. після внесення в культуральне середовище кофейної кислоти спостерігалось підвищення порівняно з контролем вмісту каротиноїдів на 59% і 61% відповідно при концентраціях 0,1 мг/дм³ і 1,0 мг/дм³. Однак, вже через добу відмічено зниження цього показника на 62% і 18% відповідно.

У іншого представника Chlorophyta *D. brasiliensis* через 2 год. після додавання до середовища кофейної кислоти також спостерігали підвищення вмісту каротиноїдів (на 4,5% і 33,9% при 0,1 мг/дм³ і 1,0 мг/дм³ діючої речовини відповідно), однак не таке значне, як у *D. communis*. Через добу величина цього показника при обох концентраціях кофейної кислоти від контролю не відрізнялася.

Отримані нами дані дають підставу припустити, що реакція водоростей на вплив кофейної кислоти є видоспецифічною. Так, у *D. communis* і *D. brasiliensis* при її додаванні до культурального середовища спостерігалось більше порівняно з контролем зниження АК, ніж у *A. cylindrica* та *Ph. autumnale* f. *uncinata*. Досліджувані види водоростей відрізнялися також за характером змін вмісту каротиноїдів під впливом кофейної кислоти.

Аналіз отриманих результатів свідчить про видоспецифічну реакцію досліджених видів водоростей на вплив кофейної кислоти навіть у межах одного відділу. Якщо у *A. cylindrica* спостерігалось зниження АК після

2-х год. експозиції з фенолкарбоною кислотою, то у *Ph. autumnale* f. *uncinata* – навпаки, підвищення. У *Ph. autumnale* f. *uncinata* на відміну від *A. cylindrica* спостерігалось різке підвищення вмісту каротиноїдів через добу експозиції за меншої кількості кофейної кислоти.

Перифітонна синьозелена водорість *Ph. autumnale* f. *uncinata*, на наш погляд, менш чутлива до дії кофейної кислоти, ніж планктонні водорості. Цікаво відзначити, що цей вид переважає в перифітоні дніпровських водосховищ, інтенсивно обростає буї, берегові укоси, шлюзи [9], тобто є досить стійким до зовнішніх впливів.

Виявлені значні відмінності в реакції активності каталази на вплив кофейної кислоти у досліджуваних видів водоростей ймовірно, пов'язані з різним ступенем їх антиоксидантного захисту та особливостями адаптаційної здатності водоростей до діючої речовини.

Висновки

1. У зелених водоростей *Desmodesmus communis* і *D. brasiliensis* після внесення в середовище кофейної кислоти (0,1 мг/дм³ і 1,0 мг/дм³) через 2 і 24 год. у більшості випадків спостерігалось значне зниження активності каталази порівняно з контролем, що не характерно для представника перифітонних синьозелених водоростей *Phormidium autumnale* f. *uncinata*. У цього виду зазначений показник підвищувався або перебував на рівні контролю.
2. Характер змін активності каталази та вмісту каротиноїдів під впливом кофейної кислоти у водоростей свідчить про видоспецифічність реакції представників альгофлори навіть у межах одного відділу на досліджену сполуку фенольної природи.

1. Кирпенко Н.И. Особенности влияния полифенолов водных растений на функциональную активность планктонных водорослей / Кирпенко Н.И., Медведь В.А. // "Эколого-биологические проблемы водоемов бассейна реки Днепр". Мат. Межд. науч.-практ. конф., 7–8 мая 2004. – Новая Каховка, 2004. – С. 201–204.
2. Медведь В.А. Влияние фенольных окислителей гидрофитов на активность нитратредуктазы водоростей / В.А. Медведь // Актуальные проблемы водохранилищ. Всеросс. конф. с участием специалистов из стран ближнего и дальнего зарубежья. 29 окт.–3 ноября 2002, Борок, Россия: Тез докл. – Борок, 2002 – С. 208–209.
3. Починок Х.Н. Методы биохимического анализа растений / Х.Н. Починок. – К.: Наук. думка, 1976. – С. 172–174.
4. Прайор У. Роль свободнорадикальных процессов в биологических системах / У. Прайор // Свободные радикалы в биологии. Пер. с англ. – М.: Мир, 1979. – С. 6–13.
5. Сакевич А.И. Влияние полифенолов высших водных растений на функциональную активность планктонных водорослей / А.И. Сакевич, Н.И. Кирпенко, В.А. Медведь, О.М. Усенко, З.Н. Горбунова // Гидробиол. журн. – 2005. – Т. 41, № 4. – С. 104–116.
6. Сакевич О.Й. Алелопатія в гідроекосистемах / Сакевич О.Й., Усенко О.М. – К., 2008. – 342 с.
7. Струбицкий И.В. Регуляция фенольными соединениями и ферредоксин:тиоредоксиновой системой энергетического обмена *Microcystis aeruginosa* Kütz. emend. Elenk. : автореф. дисс. ... канд. биол. наук: 03.00.18. "Гидробиология" / И.В. Струбицкий. – К., 1986. – 20 с.
8. Ткаченко Ф.П. Состояние элементов антиоксидантной системы водорослей из разных по степени загрязнения районов Черного моря / Ф.П. Ткаченко, Ю.А. Ситников, Е.Б. Куцын // Экология моря. – 2004. – Вып. 65. – С. 70–74.
9. Шевченко Т.Ф. Видовой состав водорослей перифитона водохранилищ днепровского каскада / Т.Ф. Шевченко // Гидробиол. журн. – 2007. – Т. 43, № 3. – С. 3–43.

10. Parsons T.R. Discussion of spectrophotometric determination of marine-plant pigments and carotinoids / Parsons T.R., Strickland J.D.H. // J. Marine. Res. – 1963. – Vol. 21, N 3. – P. 155–163.

И.О. Медведь, А.В. Курейшев

Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

ИЗМЕНЕНИЯ КАТАЛАЗНОЙ АКТИВНОСТИ И СОДЕРЖАНИЯ КАРОТИНОИДОВ У ВОДОРΟΣЛЕЙ ПРИ ДЕЙСТВИИ КОФЕЙНОЙ КИСЛОТЫ

Проведен сравнительный анализ изменения активности каталазы и суммарного содержания каротиноидов у некоторых видов Chlorophyta (*Desmodesmus brasiliensis*, *D. communis*) и Cyanophyta (*Anabaena cylindrica*, *Phormidium autumnale* f. *uncinata*) под влиянием кофейной кислоты.

Ключевые слова: кофейная кислота, культуры водорослей, активность каталазы, каротиноиды

I.O. Medved', A.V. Kureyshevich

Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

CHANGES OF CATALASE ACTIVITY AND MAINTENANCE OF CAROTINOIDS AT ALGAE AT ACTION OF COFFEE ACID

The data on peculiarities of catalase activity and total contents of carotinoids changes in some species of Chlorophyta (*Desmodesmus brasiliensis*, *D. communis*) and Cyanophyta (*Anabaena cylindrica*, *Phormidium autumnale* f. *uncinata*) under the influence of coffee acid were analyzed.

Key words: coffee acid, cultures algae, catalase activity, carotinoids

УДК [556.53+574] (477.41)

Г. В. МЕЛЕНЧУК, С. В. ДАРАГАН

Інститут гідробіології НАН України

пр-т Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210

ПОКАЗНИКИ ЯКОСТІ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА ВОДОЙМ М. КИЄВА НАВЕСНІ 2010 РОКУ

Наводяться результати натурних досліджень показників стану екосистем деяких водойм м. Києва навесні 2010 року. Уточнено морфологію водойм та зафіксовано показники біохімічного споживання кисню, які коливалися в досить широкому діапазоні.

Ключові слова: розчинений кисень, деструкція, біохімічне споживання кисню

На території м. Києва є біля 430 водойм загальною площею водного дзеркала майже 2350 га. Більшість з них потребує великої уваги, бо перебуває під техногенним та антропогенним навантаженням. Багато водойм зосереджені серед житлових будинків і використовуються як рекреаційні зони, що також впливає на стан водного середовища.

Вивчення і дослідження урбанізованих водних об'єктів м. Києва дозволяє прослідкувати динаміку гідробіологічних процесів, які в них відбуваються під впливом антропогенних факторів.

Мета роботи – оцінка стану екосистем різних за генезисом водойм м. Києва в аномальних погодних умовах та визначення основних функціональних показників: вміст розчиненого у воді кисню (O_2); деструкція органічних речовин (R_1) та біохімічне споживання кисню ($БСК_{повн}$).

Матеріал і методи досліджень

Об'єктами досліджень були: озера Синє, Голубе, Алмазне, Райдужне, озерні системи Опечень та Вигурівські, Дідорівські, Горіховатські та Палладінські ставки.

В загальноприйнятих у гідробіологічних дослідженнях методиках оцінки екологічного стану водойм найбільш інформативним показником є вміст розчиненого у воді кисню (O_2 мг/дм³). Іншим показником, що дає уявлення про кількість легкодоступної органічної речовини і ґрунтується на визначенні витрат кисню склянковим методом, є біохімічне споживання кисню ($БСК_{повн}$). Не менш важливим показником функціонування водної екосистеми є інтенсивність розкладу легкодоступної органіки протягом п'яти діб – $БСК_5$. Зазначимо, що деструкція органічної речовини (R_1)

характеризує участь всіх організмів біоти у споживанні кисню і визначається також за зменшенням кисню в ізольованих склянках протягом доби [2, 4].

Результати досліджень та їх обговорення

Відомі типізації водойм Києва запропоновані Афанасьєвим С.О. [1], Хільчевським В.К. і Бойко О.В. [5], Щербаким В.І. і Семенюк Н.Е. [5]. Вони поділяють озера, ставки та інші водні об'єкти за походженням, особливостями гідрологічного режиму, морфометрією та флористичним складом вищих водних рослин.

Досліджені нами водойми можна згрупувати інакше.

Розташовані в Оболонському районі Києва, озера системи Опечень, що створені на базі стариць на місці р. Почайни. При забудові житлового масиву Оболонь водойми слугували джерелом видобування піску для наміву території, тому вони відносяться до кар'єрного типу. Нині вони мають глибину близько 15 м. Площі водойм варіюють від 7,38 (оз. Мінське) до 19,6 га (оз. Богатирське), а об'єми – 0,880–2,90 млн. м³ відповідно. Всі озера системи мають видовжену форму від 520 м (оз. Пташине) до 1060 м (оз. Вербне). Ширина водойм – від 90 м (оз. Мінське) до 250 м (оз. Богатирське та Опечень-верхнє (Йорданське)). Прибережна територія озер, крім озера Вербне, дуже засмічена побутовим сміттям.

В озерах системи Опечень, обстежених нами навесні 2010 р., вміст розчиненого кисню в поверхневому шарі води був у межах 3,33–12,4 мг/дм³, R₁ – в межах 0,128–1,82 мг O₂/дм³·доба, БСК₅ коливався 1,15–6,40 мг O₂/дм³, БСК_{повн} – в межах 1,65–9,15 мг O₂/дм³.

Зима 2009–2010 рр. була досить морозною і на водних об'єктах Києва спостерігався тривалий льодостав. З 24 до 30 березня 2010 р. під час обстеження озер системи Опечень зафіксовано льодостав на трьох водоймах (на оз. Богатирське льодовитість складала 67%, а на озерах Вербне та Пташине – 98% та 99% відповідно). На інших озерах відмічалися залишки льодоставу, що складав від 10% (оз. Опечень-верхнє) до 20% (оз. Лугове) акваторії водойм.

Горіховатські та Дідорівські ставки розташовані в Голосіївському парку ім. М.Т. Рильського, утворені внаслідок штучного загачування річкових та струмкових долин. Горіховатські ставки зосереджені в північній частині парку неподалік від Голосіївського проспекту. Загальна площа водного дзеркала цих ставків складає близько 4 га, загальний об'єм – 0,074 млн. м³. Довжина досліджуваних водойм в середньому коливається від 35 м до 250 м, ширина – від 40 м до 55 м, глибина – до 2,0 м. Верхній ставок розділений на 3 водойми. Кожна з них створена дамбою (висота до 1,5–3 м) і має вододренажний колодязь, з якого вода перетікає до наступного ставка.

Дідорівські ставки знаходяться в центральній частині Голосіївського парку. Загальна площа водного дзеркала складає близько 10 га, об'єм – 0,279 млн. м³. Довжина досліджуваних водойм від 130 м до 340 м, ширина – від 70 м до 130 м. В центральній частині глибина ставків коливається від 0,5–1,0 м до 2,5–3,0 м. Ставки також розділені дамбами, які мають висоту 1,5–4 м щодо поверхні води. Береги круті. Берегова лінія цих водойм чиста. Ці водойми відносяться до дренажного типу. Живляться вони за рахунок атмосферних опадів та джерельних вод [1, 3, 6].

Вміст розчиненого кисню в поверхневому шарі води Горіховатських та Дідорівських ставків у квітні 2010 року був у межах 7,19–15,5 мг/дм³, деградація органічної речовини коливалась в межах 0,77–6,59 мг O₂/дм³·доба, БСК₅ – в межах 2,50–10,0 мг O₂/дм³, БСК_{повн} – 3,57–14,0 мг O₂/дм³.

Палладінські ставки розміщені в південній частині міста в парку Феофанія. Вони створені на пересихаючій притоці р. Віта. Їх живлення відбувається за рахунок атмосферних опадів та джерельних вод. На території парку «Феофанія» до початку реконструкції та благоустрою були три водойми, дві з яких розмежовувались дамбою. В 2004 р. були створені ще дві водойми, які з'єднують інші ставки і створюють каскад. Загальна площа водного дзеркала складає близько 4,2 га. Довжина кожного коливається від 140 до 260 м, ширина – від 35 до 70 м. Всі ставки мають видовжену форму. На території парку дуже чисто, створені всі умови для відпочинку населення. В Палладінських ставках вміст O₂ в поверхневому шарі води в середині квітня складав 11,0 мг/дм³, R₁ – 1,81 мг O₂/дм³·доба, БСК₅ – 3,79 мг O₂/дм³, БСК_{повн} – 5,41 мг O₂/дм³.

Озера Синє та Голубе – безстічні. Озеро Синє знаходиться на південній околиці Пуща-Водиці на західній околиці житлового масиву Виноградар. Площа водного дзеркала складає 5 га. Довжина водойми – 350 м, ширина – до 200 м; живиться поверхневими та ґрунтовими водами. Прибережна територія озера Синє доглянута та прибрана. Вміст розчиненого кисню в поверхневому шарі води оз. Синє навесні 2010 р. був на рівні 10,3 мг/дм³, деградація органічної речовини – 1,75 мг O₂/дм³·доба, БСК₅ – 3,20 мг O₂/дм³, БСК_{повн} – 4,58 мг O₂/дм³.

Оз. Голубе також знаходиться на території житлового масиву Виноградар у мікрорайоні між пр-т Правди, пр-т В.Порика та пр-т Г.Гонгадзе. Озеро утворилося при плануванні території масиву. Його площа – 0,75 га, довжина – 150 м, ширина в середньому 50 м. Поповнення водних ресурсів відбувається за рахунок атмосферних опадів та ґрунтових вод. В квітні 2010 р. оз. Голубе було в занедбаному стані. Внаслідок зимової задухи на забетонованих берегах накопичилося близько 30 мертвих рибин карася сріблястого довжиною 15–25 см, залишки очерету, рогозу, купи сміття. У воді оз. Голубе вміст розчиненого кисню в поверхневому шарі складав $5,99 \text{ мг/дм}^3$, $R_1 - 1,41 \text{ мг О}_2/\text{дм}^3 \cdot \text{доба}$, $\text{БСК}_5 - 3,43 \text{ мг О}_2/\text{дм}^3$, $\text{БСК}_{\text{повн}} - 4,91 \text{ мг О}_2/\text{дм}^3$.

Озеро Алмазне розміщене в Деснянському районі міста Києва між вул. Пухівською, Лісовим кладовищем і ТЕЦ-6. Це безстічна водойма, що утворилася при наміві житлового масиву Вигурівщина-Троещина і промислової зони біля нього. Воно одне з найбільших в місті за площею водної поверхні (близько 150 га) та об'ємом (близько 14 млн. м^3). Довжина водойми – 3254 м, ширина – 460 м. Глибини сягають 10 м. Прибережна частина озера засмічена побутовим сміттям. Вміст О_2 в поверхневому шарі води оз. Алмазне в квітні 2010 р. сягав $12,7 \text{ мг/дм}^3$, $R_1 - 2,11 \text{ мг О}_2/\text{дм}^3 \cdot \text{доба}$, $\text{БСК}_5 - 2,78 \text{ мг О}_2/\text{дм}^3$, $\text{БСК}_{\text{повн}} - 3,97 \text{ мг О}_2/\text{дм}^3$.

Озеро Редькіно (побутова назва Міністерка) простягається вздовж вул. Богатирської в північній частині міста (Оболонський район). Воно вважається продовженням каскаду озер системи Опечень. Площа водного дзеркала складає близько 30 га, довжина – 140 м, ширина коливається від 80 м до 400 м. Береги пологі; прибережна частина озера чиста. В оз. Редькіно вміст розчиненого кисню в поверхневому шарі води в період наших досліджень складав $11,4 \text{ мг/дм}^3$.

Радунка (Райдуга) – озеро у Дніпровському районі поряд з Райдужним масивом. Його довжина 1320 м, ширина від 75 до 250 м. Площа водної поверхні близько 12 га. Це озеро гідравлічно пов'язане з заплавою Дніпра. Вміст розчиненого кисню в поверхневому шарі води озера навесні 2010 р. сягав $9,64 \text{ мг/дм}^3$, $R_1 - 1,74 \text{ мг О}_2/\text{дм}^3 \cdot \text{доба}$, $\text{БСК}_5 - 2,62 \text{ мг О}_2/\text{дм}^3$, $\text{БСК}_{\text{повн}} - 3,75 \text{ мг О}_2/\text{дм}^3$ [1, 5, 7].

Вигурівські озера утворилися на місці заболочених низин при наміві житлового масиву Вигурівщина-Троещина. Навесні 2010 нами було досліджено три озера, що тягнуться вздовж пр-т Ватутіна. Загальна їх площа складає близько 7 га. Довжина водойм коливаються від 245 м до 975 м, ширина – від 30 до 50 м. Ці водойми знаходяться в деградованому стані, обміліли і деякі з них пересохли. Вміст розчиненого кисню в поверхневому шарі води Вигурівських озер в період досліджень коливався в межах $8,29\text{--}12,3 \text{ мг/дм}^3$, деструкція органічної речовини – $1,63\text{--}7,01 \text{ мг О}_2/\text{дм}^3 \cdot \text{доба}$.

В цілому, кількість розчиненого кисню в досліджених нами у весняний період 2010 р. водоймах була в межах $3,33$ (оз. Богатирське) – $15,5 \text{ мг/дм}^3$ (оз. Дідорівка). Біохімічне споживання кисню ($\text{БСК}_{\text{повн}}$) являється одним з важливих показників автохтонного та алохтонного забруднення. В найбільш забруднених водоймах внаслідок значного антропогенного навантаження та слабого водообміну, воно досягало $10,8\text{--}14,4 \text{ мг О}_2/\text{дм}^3$.

Висновки

Обстежені навесні 2010 р. екосистеми водойм м. Києва по-різному зреагували на досить сурову зиму 2009–2010 років. Показники їх стану навесні коливались в досить широкому діапазоні. Одержані дані слугуватимуть формуванню в подальшому детальної посезонної оцінки цих унікальних водних об'єктів столиці України.

1. Афанасьев С.А. Характеристика гидробиологического состояния разнотипных водоемов г. Киева / С.А. Афанасьев // Вестник экологии. – 1996. – № 1–2. – С. 112–118.
2. Винберг Г.Г. Первичная продукция водоемов / Г.Г. Винберг. – Минск : Изд-во АН БССР, 1960. – 328 с.
3. Ключенко П.Д. Особливості екологічного стану Горіховатських ставків / П.Д. Ключенко, З.Н. Горбунова, Г.В. Харченко, П.М. Царенко, Б.Є. Якубенко // Наук. вісник Національного аграрного університету. – 2006. – Вип. 95, ч. 1. – С. 54–65.
4. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / О.М. Арсан, О.А. Давидов, Т.М. Дьяченко [і ін.] : за ред. В.Д. Романенка. – НАН України. Ін-т гідробіології. – К.: ЛОГОС, 2006. – 408 с.
5. Хільчевський В.К. Гідролого-гідрохімічна характеристика озер і ставків території м. Києва / Хільчевський В.К., Бойко О.В. // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – К.: Ніка-Центр. – 2001. – Т. 10, № 4. – С. 6–10.
6. Царенко П.М. Альгофлора водойм м. Києва та його околиць / П.М. Царенко, Б.Є. Якубенко, П.Д. Ключенко, В.О. Медвідь // Наук. вісник Національного аграрного університету. – 2004. – Вип. 72. – С. 56–66.
7. Щербак В.И. Типизация водоемов урбанизированных территорий по разнообразию фитопланктона / Щербак В.И., Семенюк Н.Е. // Гидробиол. журн. – 2006. – Т. 42, № 5. – С. 3–18.

Г.В. Меленчук, С.В. Дараган

Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

ПОКАЗАТЕЛИ КАЧЕСТВА ВОДНОЙ СРЕДЫ ВОДОЕМОВ Г. КИЕВА ВЕСНОЙ 2010 ГОДА

Приводятся результаты натурных исследований показателей состояния экосистем некоторых водоемов г. Киева в весенний период 2010 года. Уточнена морфология водоемов и зафиксированы показатели биохимического потребления кислорода, которые колебались в достаточно широком диапазоне.

Ключевые слова: растворенный кислород, деструкция, биохимическое потребление кислорода

G.V. Melenchuk, S.V. Daragan

Institute hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

WATER ENVIRONMENT QUALITY INDEXES OF KYIV WATER BODIES IN THE SPRING OF 2010

The results of research on location of indicators of ecosystem conditions in some Kyiv water bodies in the spring of 2010 have been presented. Morphology of water bodies has been specified. The indexes of biochemical oxygen demand that hesitated in a wide enough range have been fixed.

Key words: dissolved oxygen, destruction, biochemical oxygen demand

УДК [574.64+591.3]: 597.54

О.Б. МЕХЕД, Б.В. ЯКОВЕНКО

Чернігівський національний педагогічний університет ім. Т. Г. Шевченка

вул. Гетьмана Полуботка, 53, Чернігів 14037, Україна

ВПЛИВ ГЕРБІЦИДНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА НА МЕТАБОЛІЧНІ ПРОЦЕСИ В ТКАНИНАХ БІЛОГО АМУРА

Вивчено зміни різних ланок ферментативної активності обміну вуглеводів, а також ліпази і ферментів циклу Кребса в органах дволіток білого амура (*Ctenopharingodon idella* Val.) за дії гербіцидів, що призводить до змін концентрації глюкози і загальних ліпідів у цих органах і впливає на життєдіяльність риб.

Ключові слова: білий амур, гербіциди, зенкор, раундап, загальні ліпіди, глюкоза, ферменти циклу трикарбонових кислот, ліпаза, глюконеогенез

Відмінною особливістю гербіцидів, що широко використовуються у сільському господарстві для знищення бур'янів, є неможливість припинення їхньої циркуляції, переміщення на значні відстані від місць застосування, а також здатність до накопичення у вигляді стійких сполук у об'єктах природного середовища. Це зумовлює актуальність вивчення особливостей протікання обміну речовин та його інтенсивності в тканинах гідробіонтів, зокрема риби, в умовах забруднення середовища гербіцидами. При визначенні стійкості риби до отрут актуальним є супроводжуючий вплив екологічних факторів та рибоводних показників. У попередніх дослідженнях нами було охарактеризовано зміни метаболічної активності в органах коропа за гербіцидного токсикозу [2] та відмічено відмінності характеру токсичної дії гербіцидів залежно від біологічних особливостей коропових [6].

Метою дослідження було вивчення впливу гербіцидного токсикозу (зенкор, раундап) на перебіг метаболічних процесів в тканинах представника родини коропових риб – білого амура.

Матеріал і методи досліджень

Дослідження здійснювали восени 2009 р. на дворічках білого амура (*Ctenopharingodon idella* Val.) масою 250–350 г. Рибу групами по 5 тварин утримували протягом 14 діб у акваріумах об'ємом 200 дм³. У всіх випадках здійснювали контроль і підтримували постійний гідрохімічний склад води. Вміст гербіцидів, що відповідала двом гранично допустимим концентраціям (раундап – 0,004 мг/дм³, зенкор – 0,2 мг/дм³) підтримували внесенням розрахованих кількостей 3%-вого водного

розчину раундапу та 70%-вого порошку зенкору. З метою визначення активності ферментів гомогенат тканин готували на 0,25 М сахарозі у співвідношенні 1:10. Активність ізоцитратдегідрогенази (ІЦДГ) та малатдегідрогенази (МДГ) досліджували у мітохондріальній фракції спектрофотометрично [10]. Активність лактатдегідрогенази (ЛДГ) визначали згідно [10]. Для визначення можливості утворення в організмі риби глюкози з неуглеводних компонентів, досліджували заключні реакції глюконеогенезу. Активність глюкозо-6-фосфатази (Г-6-Фаза) та фруктозо-1,6-дифосфатази (Ф-1,6-ДФаза) досліджували у надосадочній фракції гомогенатів [5, 11].

Вміст білків визначали за методом Лоурі. Вміст сумарних ліпідів визначали за [4]. Активність ліпази виявляли мікрометодом [1]. Вміст глюкози в тканинах визначали глюкозооксидазним методом з використанням набору *кат. № НР009.02*.

Усі результати були оброблені статистично за Ойвіним І.А. [7]. Відмінності між порівнюваними групами вважали виразними при $P < 0,05$.

Результати досліджень та їх обговорення

При дії гербіцидів в організмі риби відбуваються істотні зміни метаболічних процесів. В результаті дослідження ліпідного обміну були одержані наступні результати: під впливом обох гербіцидів у білого амура відмічалось вірогідне зменшення загальної кількості ліпідів в усіх досліджуваних тканинах (табл. 1). Щодо катаболізму ліпідів, то вірогідні відмінності показників зміни активності ліпази за дії зенкору спостерігались у печінці та мозку риби – активність ферменту знижувалася. Наслідком чотирнадцятидобового токсикозу раундапом було значне зменшення активності ліпази в усіх досліджуваних тканинах білого амура.

Таблиця 1

Вплив токсичної дії гербіцидів на загальну кількість ліпідів та активність ліпази у тканинах білого амура ($M \pm m$, $n=5$)

Білі м'язи	Контроль	Раундап	Зенкор
Ліпіди, г/100г тканини	4,205 \pm 0,426	2,311 \pm 0,001*	1,347 \pm 0,035*
Ліпаза, од. акт. /г тканини	0,245 \pm 0,016	0,036 \pm 0,018*	0,158 \pm 0,072
Печінка			
Ліпіди, г/100г тканини	2,814 \pm 0,249	1,824 \pm 0,165*	1,346 \pm 0,144*
Ліпаза, од. акт. /г тканини	0,320 \pm 0,020	0,046 \pm 0,012*	0,068 \pm 0,010*
Мозок			
Ліпіди, г/100г тканини	2,766 \pm 0,043	0,735 \pm 0,065*	1,128 \pm 0,087*
Ліпаза, од. акт. /г тканини	0,486 \pm 0,020	0,033 \pm 0,008*	0,028 \pm 0,001*

Результати дослідження свідчать про підвищення рівня катаболізму ліпідів за гербіцидного навантаження. Ймовірно, надмірний катаболізм ліпідів пов'язаний з дією іншої ферментної системи неферментативним шляхом або має місце переокислення ліпідів, інтенсивність якого підвищується при дії токсичних речовин [1].

При дослідженні активності ферментів гліколізу (ЛДГ) та циклу Кребса було відмічено істотні зміни активності ІЦДГ білих м'язів та печінки як органа, що відповідає за знешкодження токсичних речовин. Застосовані гербіциди також змінювали активність ферментів в інших досліджуваних тканинах риб (табл. 2).

Таблиця 2

Активність окремих ферментів в тканинах білого амура за гербіцидного навантаження ($M \pm m$, $n=5$)

Умови досліджу	Білі м'язи	Печінка	Мозок
	ЛДГ, мкмоль NAD/мг білку за хв.		
Контроль	0,299 \pm 0,054	0,454 \pm 0,016	0,296 \pm 0,023
Зенкор	0,312 \pm 0,034	0,546 \pm 0,097	0,314 \pm 0,024
Раундап	0,263 \pm 0,022	0,347 \pm 0,024	0,416 \pm 0,120
	ІЦДГ, мкмоль NADP/мг білку за хв.		
Контроль	1,372 \pm 0,421	3,814 \pm 0,036	3,855 \pm 0,314
Зенкор	2,814 \pm 0,054*	0,966 \pm 0,018*	3,655 \pm 0,516
Раундап	2,850 \pm 0,396*	3,615 \pm 0,412	4,153 \pm 0,712
	МДГ, мкмоль NAD/мг білку за хв.		
Контроль	0,356 \pm 0,054	5,612 \pm 0,144	0,764 \pm 0,012
Зенкор	0,614 \pm 0,021	4,314 \pm 0,953	0,612 \pm 0,081
Раундап	0,795 \pm 0,082*	6,120 \pm 1,230	1,034 \pm 0,184

Інший фермент ЦТК – малатдегідрогеназа – під дією раундапу збільшував активність в усіх досліджуваних тканинах: у білих м'язах – у 2,22 рази, а у печінці та мозку підвищення активності МДГ сягало відповідно 9% та 35%. За дії зенкору відмічено зменшення активності МДГ у печінці та мозку на 23% та на 20% відповідно.

Звертаємо увагу на те, що у мозку, на відміну від інших досліджуваних тканин, не виявлено вірогідних відмінностей у показниках активності ферментів у відповідь на дію застосованих гербіцидів. ЛДГ під впливом пестицидного навантаження незначно змінювала активність, що може характеризувати стійкість цього шляху обміну речовин до дії гербіцидів, аналогічно ЛДГ тканин інших видів риби родини коропових [2, 6].

Також було досліджено рівень глюкози в органах та тканинах риби. Результати, одержані в ході експерименту, свідчать, що вміст глюкози збільшується за дії гербіцидів у всіх досліджуваних тканинах, за винятком мозку, під впливом зенкору (табл. 3).

Таблиця 3

Вміст глюкози у тканинах риби при гербіцидному навантаженні, мкмоль/г тканини ($M \pm m$, $n=5$)

	Контроль	Раундап	Зенкор
Білі м'язи	17,35 \pm 2,14	18,56 \pm 3,12	28,75 \pm 3,56
Печінка	13,57 \pm 2,42	32,94 \pm 4,82*	29,72 \pm 6,31*
Мозок	8,11 \pm 0,65	8,77 \pm 0,94	6,75 \pm 0,45

Зміни кількості глюкози в тканинах риби можна пов'язувати як з змінами активності ферментів катаболізму вуглеводів, так з інтенсивністю її утворення, що виявляється у підвищенні активності відповідних ферментів глюконеогенезу. Порівняльний аналіз даних показує значне збільшення активності Г-6-фазу у всіх досліджуваних органах за дії обох токсичних речовин за винятком головного мозку, де вказані зміни не вірогідні. Активність ферменту суттєво збільшується у білих м'язах (у 1,63 рази, $P<0,05$) за дії зенкору та у 2,22 рази під впливом раундапу ($P<0,001$). Аналогічна картина спостерігається у печінці піддослідних риб ($P<0,01$). Ці результати можна пояснити необхідністю поповнення тканин глюкозою – найлабільнішим джерелом енергії. Відомий вплив зимового голодування молоді коропа на збільшення активності ферментів незворотних реакцій глюконеогенезу в печінці [1]. Дія гербіцидів підсилює ці процеси і у білого амура, оскільки без постійного притоку глюкози формування адаптації неможливе. З метою підтвердження цієї гіпотези у білого амура нами досліджено активність ферменту, що каталізує ще одну незворотну реакцію глюконеогенезу – Ф-1,6-ДФазу. Загальна тенденція до збільшення активності цього ферменту за дії гербіцидів прослідковується в усіх досліджених тканинах, хоча різною мірою. Найбільшого впливу зазнала активність ферменту у білих м'язах риб: 0,454 \pm 0,124 мкмоль Рі/мг білка за хв. за дії зенкору та 0,654 \pm 0,024 мкмоль Рі/мг білка за хв. під впливом раундапу, а у фізіологічних умовах активність Ф-1,6-зи у білих м'язах становила 0,254 \pm 0,043 мкмоль Рі/мг білка за хв. Отже, дія гербіцидів насамперед викликає збільшення активності Г-6-Фази та Ф-1,6-ДФазу, що необхідно для підтримання рівня глюкози. Однак збільшення інтенсивності глюконеогенезу восени можна пояснити підвищенням вмісту вихідних субстратів. Відомо [8], що в цей період відбувається посилення активності протеолітичних ферментів, процес дезамінування амінокислот [9] та використання їх вуглеводних скелетів у глюконеогенезі та енергетичному обміні.

Висновки

Одержані дані свідчать про зміну спрямованості метаболічних процесів у відповідності до потреб організму риб та можуть бути доказом адаптивних перебудов обміну речовин, спрямованих на виживання за токсичного навантаження гербіцидами.

Підвищення активності катаболічних ферментів забезпечує вихідними субстратами анаболічні процеси, енергією адаптацію гідробіонтів до токсичних речовин або виведення останніх, чи їх метаболітів, з організму. За гербіцидного навантаження спостерігається збільшення активності ферментів глюконеогенезу, що забезпечує збільшення вмісту глюкози у досліджуваних тканинах.

1. Гонський Я. І. Біохімія людини та тварин : Підручник / Я. І. Гонський. – Тернопіль: Укр. акад. мкн. 1999. – 750 с.
2. Жиденко А. А. Влияние гербицидов различной химической структуры на углеводный обмен в организме карпа / А.А. Жиденко, Е.В. Бибчук, О.Б. Мехед, В.В. Кривопиша // Гидробиол. журн. – 2009. – № 5. – С. 70–81.
3. Кейтс М. Техника липидологии. Выделение, анализ и идентификация липидов / М. Кейтс. — М. : Мир, 1975. — 322 с.

4. *Кривобок М.Н.* Определение жира в теле рыб / Кривобок М.Н., Тараковская О.И. // Руководство по методике исследования физиологии рыб. — М. : Изд-во АН СССР, 1962. — С. 134—143.
5. *Львова С. П.* Фосфорилазная и глюкозо-6-фосфатазная активность в тканях крыс в онтогенезе / С.П. Львова // Укр. биохим. журн. — 1985. — Т. 57. № 1. — С. 36—41.
6. *Мехед О.Б.* Зміни активності катаболічних ферментів у печінці корокових риб при адаптації до дії гербіцидів/ О.Б. Мехед // Біорізноманіття та роль тварин в екосистемах: мат. V Міжн. наук. конф. — Дніпропетровськ : Ліра, 2009. — С. 116—118.
7. *Ойвин И.А.* Статистическая обработка результатов экспериментальных исследований / И.А. Ойвин // Патол. физиол. и экспер. терапия. — 1960. — № 4— С. 76—85.
8. *Сидоров В. С.* Биохимические изменения в печени и мышцах сеголеток карпа в период зимовки / В.С. Сидоров, П.А. Калиман, А.А. Яржомбек // Биохимия молоди рыб в зимовальный период. — Петрозаводск : Кар. фил. АН СССР, 1987. — С. 5—16.
9. *Щербина М.А.* Глюконеогенез, как один из источников энергетического обеспечения карпа *Cyprinus carpio* L. в период зимнего голодания / Щербина М.А. , Мукосеева З.А. // Вопр. ихтиол. — 1978. — Т. 18, № 3. — С. 557—561.
10. *Biochemical information.*— W.Germany: Boehringer Mannheim GmbH / Biochemica, 1975.— Bd. 1, 2.— 167 p.
11. *Fiske C.* The colorimetric determination of phosphorus / Fiske C., Subarow V. // J. Biol. Chem. — 1925. — Vol. 66, N I. — P. 375—400.

О.Б. Мехед, Б.В. Яковенко

Черниговский национальный педагогический университет им. Т.Г. Шевченко, Украина

ВЛИЯНИЕ ГЕРБИЦИДНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОДНОЙ СРЕДЫ НА МЕТАБОЛИЧЕСКИЕ ПРОЦЕССЫ В ТКАНЯХ БЕЛОГО АМУРА

Изучали изменения обмена углеводов, а также липазы и ферментов цикла Кребса в органах двухлеток белого амура (*Ctenopharingodon idella* Val.) под действием гербицидов, что приводит к изменениям концентрации глюкозы и общих липидов в этих органах и влияет на жизнедеятельность рыб.

Ключевые слова: белый амур, гербициды, зенкор, раундап, общие липиды, глюкоза, ферменты цикла трикарбоновых кислот, липаза, глюконеогенез

О.В. Mekhed, B.V. Yakovenko

Chernihiv National Taras Shevchenko Pedagogical University, Ukraine

INFLUENCE OF WEED-KILLING CONTAMINATION OF WATER ENVIRONMENT ON METABOLIC PROCESSES IN FABRICS OF WHITE AMUR

Changes in different parts of the enzymatic activity of carbohydrate metabolism, as well as lipase and enzymes of the Krebs cycle in the bodies of two year old carp (*Ctenopharingodon idella* Val.) under the action of herbicides, which leads to changes in concentrations of glucose and total lipids in these organs and affects the livelihoods of fish.

Key words: carp, herbicides, zenkor, roundup, lipids, glucose, citric acid cycle enzymes, lipase, gluconeogenes

УДК 597.2/.5[(575.826+577.121):543.383.2]001.53

М.О. МИРОНЮК

Інститут гідробіології НАН України

проспект Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210

МЕТАБОЛІЧНА АДАПТАЦІЯ РИБ В УМОВАХ НАФТОВОГО ЗАБРУДНЕННЯ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА

Проаналізовано результати експериментальних досліджень впливу нафти та дизпалива на біохімічні показники у риб. Встановлено, що енергозабезпечення процесу адаптації риб до дії нафти у водному середовищі відбувається шляхом мобілізації функціональних резервів організму, а за умов впливу дизпалива – за рахунок збільшення енерговитрат та використання функціональних резервів організму риб на підтримання енергозабезпечення систем детоксикації.

Ключові слова: риба, енергозабезпечення, сукцинатдегідрогеназа, цитохромоксидаза, ферменти переамінування, піруват, лактат, співвідношення вільних НАД-пар, аденінові нуклеотиди, білок, глікоген, печінка, зябра, м'язи

Забруднення внутрішніх вод токсичними речовинами різної хімічної природи внаслідок антропогенного впливу створило вкрай напружену еколого-токсикологічну ситуацію для життєдіяльності риб. Серед великої кількості хімічних речовин найбільшу небезпеку для водних тварин становлять вуглеводні нафтового походження [1, 5]. Тому вивчення реакцій гідробіонтів, зокрема риб, до змін концентрацій нафтопродуктів у водному середовищі має надзвичайно важливе значення для розробки наукових основ управління біопродуктивністю водних екосистем.

Слід зазначити, що наявна у фаховій літературі [14, 15] інформація щодо впливу нафти та її похідних на риб не розкриває механізмів їх впливу на рівні фізіолого-біохімічних процесів, які забезпечують їх пристосування до змін умов навколишнього середовища. Особливо це стосується енергетичного обміну на основі якого формуються адаптивні процеси. В зв'язку з цим нами було проведено низку досліджень завданням яких було встановити особливості метаболічної адаптації риб до нафтового забруднення водного середовища. Окремі ланки цього дослідження та їх результати було опубліковано раніше [2, 4, 6–14], що вимагає певного узагальнення та систематизації отриманих даних. Тому в цій роботі ми узагальнили основні закономірності впливу нафти та дизпалива, на підставі аналізу фізіолого-біохімічних перетворень в організмі риб.

Матеріал і методи досліджень

Лабораторні досліді проведено в акваріальному комплексі Інституту гідробіології НАН України на коропях (*Cyprinus carpio* L.) дворічного віку масою 250–300 г. Під час експерименту риб утримували в акваріумах об'ємом 100 дм³ з відстояною водопровідною водою температурою 20±2°C.

Для моделювання нафтового забруднення в акваріуми вносили дизпаливо (ДП) та сиру нафту в концентраціях 0,25 мг/дм³; 0,1; 0,75; 1; 1,5 мг/дм³, що відповідали 5, 10, 15, 20 та 30 рибогосподарським гранично допустимим концентраціям (ГДК) [3]. З метою запобігання впливу на риб власних екзаметаболітів і для підтримання постійної концентрації ДП та сирової нафти, воду в акваріумах змінювали через два дні. Період акліматії риб становив 14 діб. Контролем служили величини досліджуваних показників у тканинах риб, що перебували у воді акваріумів без додавання ДП та сирової нафти.

Методи визначення основних біохімічних показників, розглянутих нами, наведені раніше [2, 4, 6 – 14].

Результати досліджень та їх обговорення

В результаті досліджень виявлено, що залежно від виду нафтопродукту та концентрації його у водному середовищі, енергозабезпечення пристосувальних процесів здійснюється різними шляхами. Істотні зміни величин досліджуваних показників за дії сирової нафти та дизпалива спостерігаються саме в печінці та зябрах, і меншою мірою – у м'язах риб.

При порівнянні дії нафти та дизпалива на показники білкового, вуглеводного та енергетичного обміну у риб стає очевидним той факт, що вони в різних тканинах змінюються в досить широких діапазонах, а деякі з цих показників мають протилежний характер змін в залежності від того чи це була нафта, чи дизпаливо.

Так, аналіз отриманих результатів щодо впливу сирової нафти на певні біохімічні показники у риб дозволив дійти висновку, що енергозабезпечення процесу адаптації риб до цього токсиканта у водному середовищі відбувається шляхом мобілізації функціональних резервів організму. Про це, наприклад, наочно свідчить зростання кількості пірувату і співвідношення вільних НАД-пар в зябрах риб [2], збільшення глікогену в печінці та зменшення утилізації його в м'язах [7], зниження активності сукцинатдегідрогенази (СДГ) та цитохромоксидази (ЦО) [6]. На підставі зниження активності амінотрансфераз [10, 11, 13] можна стверджувати про зростання транспорту амінокислот у клітини різних тканин для синтезу нових білків. Проаналізувавши вищесказане та беручи до уваги зростання вмісту аденілатів в тканинах (переважно в зябрах) риб [9], можна прогнозувати, що за цих умов в організмі риб зростатиме синтез ліпідів. Це може призвести до жирового переродження тканин організму, що може негативно позначатися на їх товарних якостях та зниженні рибопродуктивності.

Разом з тим, енергозабезпечення організму риб до дії дизпалива у водному середовищі здійснюється за рахунок збільшення енерговитрат та використання функціональних резервів організму риб на підтримання енергозабезпечення систем детоксикації. Такого висновку дійшли на основі аналізу змін активності сукцинатдегідрогенази (СДГ) та цитохромоксидази (ЦО) в тканинах

риб при додаванні у воду дизпалива в різних концентраціях [4, 8]. На підставі активування сукцинатдегідрогеназного окиснення в печінці риби можна стверджувати, що сукцинат може стимулювати окиснення жирних кислот, вуглеводів, а також активувати кисневе та безкисневе окиснення. Крім того, зростання активності СДГ в печінці риби може сприяти зростанню споживання кисню тканиною і покращувати тканинне дихання за рахунок посилення транспорту електронів в мітохондріях печінки, про що свідчить активація ЦО в цьому органі. Очевидно, висока активність ЦО є компенсаторною реакцією організму, яка спрямована на підтримання життєдіяльності риби шляхом забезпечення надходження кисню в організм риби за умов їхнього перебування в середовищі, де вміст дизпалива значно перевищує його фізіологічно допустимі концентрації, а також певною мірою запобігає виникненню гіпоксії або є сигналом її виникнення в організмі риби.

За впливу дизпалива на організм риби спостерігається енергетичний дефіцит в печінці риби, про що свідчить зниження вмісту аденілатів [9]. На підставі цього можна стверджувати про значні витрати енергії на процес адаптації риби за умов наявності дизпалива у водному середовищі. Крім того, згідно отриманих результатів в печінці та м'язах риби спостерігається накопичення глікогену, що є резервним енергетичним субстратом. Отже, можна передбачити першочергове використання ліпідів або білків для енергозабезпечення адаптації риби до дії дизпалива у водному середовищі. Припущення щодо переважного використання білків для адаптації риби за умов впливу дизпалива можна підтвердити збільшенням активності ферментів переамінування в тканинах риби [10, 11, 13].

Необхідно наголосити, що шляхи енергозабезпечення адаптації риби до наявності дизпалива у воді в досить широких межах (від 0,25 мг/дм³ до 1,5 мг/дм³) суттєво змінюється. Істотним підтвердженням цього є виявлені зміни величин субстратів вуглеводного обміну – пірувату і лактату в тканинах коропа [4]. Слід також зазначити, що за дії дизпалива співвідношення вільних НАД-пар в печінці і зябрах риби зменшується, що свідчить про зниження окиснювальної здатності цих тканин. Цей факт свідчить про те, що основним шляхом енергозабезпечення процесів адаптації риби до таких умов є гліколіз, оскільки дизпаливо у вищевказаних концентраціях очевидно пригнічує функціонування іншого більш ефективного з точки зору генерування енергії – циклу трикарбонових кислот (ЦТК).

Разом з тим зниження співвідношення вільних НАД-пар може призвести до посилення процесів глюконеогенезу за рахунок кислот. Одночасно в печінці та зябрах риби зростатиме і катаболізм білків, про що свідчить посилення процесів переамінування [10, 11, 13]. Внаслідок цього не важко передбачити, що концентрація аміаку в тканинах зростатиме, що, можливо, підсилюватиме токсичну дію компонентів дизпалива на фоні виникнення амонійного токсикозу.

На підставі аналізу змін біохімічних показників у риби можна дійти висновку, що дизпаливо в певних концентраціях буде викликати нервово-паралітичну дію на рибу. Виходячи з цього, наявність нафтопродуктів у воді може призвести до виснаження риби, а довготривале перебування їх в таких умовах може бути причиною їх загибелі.

Висновки

Встановлено, що енергетичний статус організму риби як інтегральної термодинамічної системи забезпечується за рахунок підтримання гомеостатичного співвідношення інтенсивності утилізації, перерозподілу і синтезу основних резервів енергетичних компонентів тканин. Комплексність та ефективність протікання процесу досягається залученням до активного обміну основних найбільш метаболічно активних органів: печінки, зябра та м'язів.

Здійснені дослідження дозволяють стверджувати, що токсичність нафтопродуктів для організму риби залежить від низки чинників, включно концентрації нафтопродукту у воді, його виду та особливостей реакції тканин.

1. Адаменко О.Я. Оцінка впливів освоєння нафтоконденсатних родовищ на навколишнє середовище / О.Я. Адаменко // Розвідка та розробка нафтових та газових родовищ. – 2005. – № 3 (16). – С. 53–58.
2. Арсан О.М. Енергозабезпечення адаптації коропа до змін концентрації нафтопродуктів у водному середовищі / О.М. Арсан, М.О. Миронюк, Л.М. Кіх // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Сер.: Біологія. – 2009. – № 1-2 (39). – С. 137–142.
3. Беспамятнов Г.П. Предельно допустимые концентрации химических веществ в окружающей среде. Справочник / Беспамятнов Г.П., Кротов Ю.А. – Л.: Химия, 1985. – 304 с.
4. Вплив нафтопродуктів на активність сукцинатдегідрогенази в окремих тканинах коропа / М.О. Миронюк, О.М. Арсан, Н.М. Сікора, В.О. Хоменчук // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Сер.: Біологія. – 2007 – № 1 (31). – С. 168–170.
5. Лукьяненко В. И. Поведение молоди рыб и мизид в растворах токсикантов органического происхождения / В.И. Лукьяненко, С.А. Черкашин, П.А. Кандинский // Гидробиол. журн. – 1987. – Т. 23, № 4. – С. 64–69.

6. *Миронюк М. О.* Влияние нефтепродуктов на активность сукцинатдегидрогеназы тканей карпа / Миронюк М.О., Арсан О.М. // Современные проблемы физиологии и биохимии водных организмов: мат. 2-й научн. конф. с участием стран СНГ, Петрозаводск, 11-14 сент. 2007. – Петрозаводск, 2007. – С. 98–99.
7. *Миронюк М.О.* Вміст глікогену в організмі коропа за дії сирої нафти водного середовища / М.О. Миронюк // Біологія: від молекули до біосфери : II Міжн. конф. молодих учених, Харків, 19 – 21 лист. 2007.. – Харків, 2007. – С. 47–48.
8. *Миронюк М.О.* Вплив дизельного палива на активність сукцинатдегідрогенази коропа / Миронюк М.О., Хоменчук В.О. // Pontus Euxinus: тез. V Межд. научн-практ. конф. молодых ученых по проблемам водных экосистем, Севастополь, 24-27 сент. 2007. – Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 2007. – С. 133–134.
9. *Миронюк М. О.* Особливості динаміки вмісту аденилових нуклеотидів в організмі риб при їх адаптації до дії нафтопродуктів водного середовища / М.О. Миронюк // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Сер.: Біологія. – 2008. – № 3 (37). – С. 110–114.
10. *Миронюк М.О.* Процеси переамінування в організмі риб за дії нафтопродуктів водного середовища / М.О. Миронюк, О.М. Арсан, В.О. Хоменчук // Гидробиол. журн. – 2008. – Т. 44, № 2 – С. 88–95.
11. *Миронюк М.О.* Процеси переамінування в організмі риб за умов забруднення водного середовища нафтопродуктами / Миронюк М.О., Бияк В.Я. // Біологічні дослідження молодих вчених в Україні: VI Всеукр. конф. Київ, 21-22 вер. 2006. – К., 2006. – С. 54.
12. *Особливості процесів адаптації риб до нафтового забруднення водного середовища* / М.О. Миронюк, В.О. Хоменчук, Л.О. Горбатюк, О.М. Арсан // Гидробиол. журн. – 2009. – Т. 45, № 2. – С. 88–95.
13. *Процеси переамінування в організмі коропа за дії похідних нафти у водному середовищі* / М.О. Миронюк, О.М. Арсан, В.О. Хоменчук [та ін.] // Наук. записки Терноп. нац. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Сер.: Біологія. – 2006. – № 3-4 (30). – С. 136–140.
14. *Спринський М.І.* Регіональність забруднення нафтопродуктами і фенолами поверхневих вод басейну Дністра / Спринський М.І., Лебединець М.В. // Мир та безпека: мат. міжнар. конф.–форуму Євро регіонів. Івано-Франківськ, 25-27 березня 2000. – Івано-Франківськ: Екор, 2000. – С. 85–95.
15. *Фоновые уровни ароматических углеводородов в черноморских гидробионтах* / О.Г. Миронов, Т.Л. Щекатурина, К.А. Писарева [и др.] // Гидробиол. журн. – 1990. – Т. 26, № 5. – С. 52–54.

М.А. Миронюк

Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

МЕТАБОЛИЧЕСКАЯ АДАПТАЦИЯ РЫБ К УСЛОВИЯМ НЕФТЯНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОДНОЙ СРЕДЫ

Проанализированы результаты экспериментальных исследований влияния нефти и дизтоплива на биохимические показатели рыб. Установлено, что энергообеспечение процесса адаптации рыб к действию нефти в воде происходит путем мобилизации функциональных резервов организма, в то время как под влиянием дизтоплива – за счет возрастания энергозатрат и использование функциональных резервов организма рыб на поддержание энергообеспечения систем детоксикации.

Ключевые слова: рыба, энергообеспечение, сукцинатдегидрогеназа, цитохромоксидаза, ферменты переаминирования, пируват, лактат, соотношение свободных НАД-пар, адениновые нуклеотиды, белок, гликоген, печень, жабры, мышцы

М.О. Mironyuk

Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

METABOLIC ADAPTATION OF FISH TO TERMS OF OIL CONTAMINATION OF WATER ENVIRONMENT

The results of experimental investigation the impact of the row oil and diesel fuel on the biochemical indices were studied. It has been found that under influence of the row oil energy-supply the process of adaptation of fish is hang of mobilization of function reserves of organism whereas under influence of the diesel fuel is for account of growth power inputs and use functional reserves of fish.

Key words: fish, succinatedehydrogenase, zitochromeoxidase, enzymes of transamination, piruvate, lactaet, correlation of free above-pair, adenine nucleotide, protein, glicogen, liver, branchiaes, muscles

УДК 595.34.576.8(262.5+262.81)

В.И. МОНЧЕНКО

Институт зоологии НАН Украины
ул. Б. Хмельницкого, 15, Киев 01601

ПРЕДПОЛАГАЕМЫЕ ПРЕДПОСЫЛКИ ПАРАЗИТИЧЕСКОГО ТРЕНДА В ЭВОЛЮЦИИ ПОНТО-КАСПИЙСКИХ CYCLOPIDAE (COPEPODA).

Морфоеволюційний аналіз модифікованих максил і максиллипед чотирьох видів родів *Sergiosmirnovia* і *Colpocyclops* виявив їх гіпертрофію, олігомеризацію, злиття або редукцію члеників, а також гіпертрофію або редукцію щетинок і шипів. Ці явища пов'язані з унікальними випадками переходу до паразитичного способу життя.

Ключевые слова: *Cyclopidae*, *Sergiosmirnovia*, *Colpocyclops*, максилла, максиллипеда, модификации, паразитизм (комменсализм), Понто-Каспийская область

При всем разнообразии видов и местообитаний веслоногих ракообразных (более 11500 видов мировой фауны) энергия исследователей шла в основном на работу в области таксономии, аут- и синэкологии. Специфичные для группы проблемы эволюции в связи с характером видообразования оставались как бы в стороне. Наши эксперименты по межпопуляционным скрещиваниям, начатые в 1976 г., завершились в 2003 г. монографической сводкой (Монченко, 2003), где представлена гипотеза специфического видообразования у циклопид через этап криптических видов, что в эволюционном плане реализуется в форме анагенеза или кладогенеза. Ныне излагается достаточно редкий случай формообразования по материалам из водоемов Понто-Каспийской солоноватоводной области.

Материал и методы исследований

Морфофункциональному анализу были подвергнуты четыре (ранее описанные нами как новые) вида из двух родов с сильно модифицированной структурой максиллы и максиллипеды, которая оказалась совсем необычной для всех ранее известных циклопов. Род *Sergiosmirnovia* представлен типовым видом *S. reducta* Monchenko, 1977 из Днестровского лимана и *S. unisetosa* Monchenko, 1982 из северо-восточной части Каспийского моря. Род *Colpocyclops* включает два вида: типовой *C. dulcis* Monchenko, 1977 и *C. longispinosus* (Monchenko, 1974), Оба из Днепровско-Бугского и Днестровского лиманов. Библиография по этим видам обобщена в монографии (Монченко, 2003).

В данной статье внимание обращено на функционально-морфологические признаки максиллы, и максиллипеды у четырех упомянутых видов двух родов. Ставится вопрос: "Почему эти структуры так сильно модифицированы и необычно устроены в родах *Sergiosmirnovia* и *Colpocyclops*? Насколько новая структура соответствует обычной трофике циклопид и какая новая функция должна бы быть у описанных структур?"

Результаты исследований и их обсуждение

Анцестральное состояние максиллы у представителей всех четырех подсемейств Cyclopidae (Euryteinae, Halicyclopinae, Eucyclopinae и Cyclopinae) характеризуется одинаковой расчлененностью и вооружением шипами и щетинками. Оно повторяется во всех четырех подсемействах за исключением того, что вся максилла может состоять из 5 или 4 члеников, а ее терминальный членик (эндоподит) может нести от 3 до 5 щетинок.

Напротив, максиллы четырех упомянутых видов одного подсемейства Halicyclopinae естественно объединяются в группу с модифицированными максиллами. В составе этой второй группы тоже можно различить некоторое разнообразие в строении максилл, хотя все виды этой второй группы (с модифицированными максиллами), подчеркнем, принадлежат только к одному из вышеупомянутых подсемейств. Сравнение приводит к удивительным результатам. Все максиллы второй группы имеют примечательные признаки, прежде всего сильно развитый гипертрофированный базис, он преобразован в мощный апикальный коготь прехенсильного типа. Другие морфологические структуры могут, однако, варьировать между таксонами в пределах второй группы. Однако расчлененность в обеих группах, анцестральной и модифицированной наглядно различается по числу члеников.

Максилла состоит из 4 или 5 члеников в группе 1 и из 2–4 члеников в группе 2. В модифицированной (последней) группе четырехчленистое состояние сохранилось только у *S. longispinosus*, 2-членистое состояние – у *S. unisetosa*. У остальных видов этой группы максилла состоит из трех члеников. Редукция количества члеников является результатом слияния двух проксимальных члеников (прекокса и кокса) в синкоксу. Функциональное значение этого эволюционно-морфологического явления (слияния) исследовалось нами ранее, оно способствует функциональной консолидации, укреплению конечности (Monchenko, von Vaupel Klein, 1999), что, вероятно, является следствием приобретения новых адаптаций.

Базис в группе 2 (с модифицированной максиллой) сильно гипертрофирован, он превратился в мощный апикальный крюк, при этом проксимальный когтевидный шип, который хорошо развит в первой группе, тут редуцирован до мелкой щетинки. Такая модификация является, вероятно, важной адаптацией к новому образу жизни (см. далее).

Максиллипеда в группе 1 (у прочих циклопид) сильно расчленена (чаще 4, редко 2 членика) и обильное вооружение (8–10 щетинок, редко 6).

Максиллипеда у *Sergiosmirmovia* (в отличие от анцестральных максиллипед одночленистая или вообще отсутствует (у *Colpocyclops*). Их модификация заключается в резкой редукции числа члеников до единственного у *S. unisetosa* или двух при неясной границе между первым и вторым члеником у *S. reducta* и их вооружения (всего две щетинки или они вообще отсутствуют у *Colpocyclops*). Однако мы не усматриваем в этой количественной редукции специфических морфологических модификаций, связанных с резким изменением образа жизни (паразитическим или комменсальным) или с другими своеобразными функциями. Все изменения сводятся к редукции числа члеников или щетинок до одночленистой или полного ее отсутствия, а числа щетинок до двух или до их полного отсутствия.

С какой новой функцией может быть связана такая модификация максиллы, структура которой вообще не была ранее известна и описана нами впервые? Отличия в морфологии максилл между двумя рассмотренными выше группами удивительны и, по-видимому, должны быть связаны с трофическими особенностями организмов. Образ жизни циклопид, принадлежащих к первой (анцестральной) группе, хорошо известен. Всемирно распространенные в пресных и морских водах, они являются типично свободноживущими циклопидами с соответствующей структурой ротовых конечностей. В данном случае речь идет только о трех свободноживущих семействах отряда циклопообразных (Cyclopoida) – Oithonidae, Cyclopinidae и Cyclopidae. Хотя их виды освоили различные морские и пресноводные биоценозы, они в общем остаются типичными избирательно захватывающими животными. Они только несколько отличаются в спектрах захватываемых организмов. Все пары их ротовых конечностей адаптированы к активному избирательному захватыванию одноклеточных водорослей, мелких беспозвоночных, иногда для нападения на мелких позвоночных (мальки рыб, аксолотли) (Монченко, 1974; Dussart et Defaye, 2001, etc.). В этих группах никогда не наблюдается фильтровального способа питания. Как результат этого общего консервативного пищевого поведения, структура максиллы и максиллипеды едва ли отличается у большинства из 55 известных родов циклопид (Boxshall, Hulsey, 2005). Хотелось бы особо подчеркнуть, что селективное питание, типичное для циклопид, остается неотъемлемой частью свободноживущего образа жизни, с соответствующей структурой ротовых конечностей, детально описанных во многих монографиях (Kiefer, 1978; Dussart & Defaye, 2001, etc.). Все эти виды ведут эпибентический или планктонный образ жизни, имеют хорошо развитые максиллу и максиллипеду описанного анцестрального типа.

Напротив, рассмотренные особенности морфологии сильно модифицированных максилл четырех видов циклопид из двух описанных родов и редукция (за ненужностью?) максиллипед должны, по-видимому, быть связанными с другим образом жизни, в котором они должны иметь преимущества или неудобства от новоприобретений. Навряд ли неудобства были бы подхвачены дарвиновским отбором. Упомянутые выше структурные изменения максиллы включают, как указывалось, необычайное развитие (гипертрофию), олигомеризацию, слияние или редукцию некоторых члеников, редукцию числа щетинок на этих конечностях или гипертрофированное развитие некоторых из них. Из большинства щетинок сохранились только некоторые из тактильных. Столь серьезные морфологические изменения должны иметь экологическую и функциональную причину.

Все упомянутые выше модификации максиллы и резкая олигомеризация максиллипед связаны, по нашему мнению, с приспособлением к паразитическому образу жизни. Ключевым эволюционным морфологическим моментом новой адаптации является прежде всего модификация гипертрофированного базиса максиллы. Как члены семейства Cyclopidae эти виды представляют

уникальную попытку вторжения в паразитический (или комменсальный) образ жизни из другого, свободноживущего образа жизни остальных циклопид. Максилла описанных здесь особей имеет морфологическую возможность крепко прикрепить тело своего носителя к хозяину своими дистальными когтями (крючьями). Эти два крюка (с правой и левой стороны) вероятно могут глубоко внедряться в ткани хозяина и служить как главный прикрепительный орган. Они должны играть решающую функциональную роль или в прикреплении циклопа к предполагаемой жертве, или для удержания самой жертвы или для удерживания копеподы на подвижной жертве. Они должны рассматриваться как преадаптации к паразитическому образу жизни или адаптациями к уже сформированному комменсальному или полупаразитическому образу жизни.

Это наше мнение получило неожиданную поддержку со стороны коллег (Boxshall, Strong, 2006) в связи с описанием ими паразитического циклопа *Eucyclops bathanalicola* с моллюска *Bathanalia straeleni* из озера Танганьика. Структура базального когтя максиллы *E. bathanalicola* оказалась почти идентичной с описанными выше. За идентичной структурой должна скрываться и идентичная функция. В обоих случаях функцией базального когтя является приращепление к хозяину-носителю. Такие максиллы, как представляется, являются мощным специализированным приращепительным механизмом и "ничего похожего на эти модификации нигде не существует среди Cyclopidae" (Boxshall, Strong, 2006, с.281). Теперь, оказывается, также существует у рассмотренных нами форм.

Фактически *E. bathanalicola*, описанный двумя цитированными авторами, наряду с видами нашей модифицированной группы являются безусловным примером эволюционного сдвига из свободноживущего к паразитическому образу жизни, но в двух разных филогенетических линиях (подсемействах) Cyclopidae. Слабые черты подобной модификации максилл имеют также три вида рода *Prehencocyclops* с типовым видом *P. monchenko*, описанным с полуострова Юкатан в Мексике (Rocha et al., 2000). Некоторая модификация латерального шипа на дистальном членике антенны (Rocha et al., fig. 7,8) у последнего вида должна быть связана с усилением функции приращепления к хозяину-носителю. Действительно, преобразование этого шипа в еще более мощный приращепительный крюк значительно яснее выражено у одного из обсуждаемых видов *Colpocyclops longispinosus* (Монченко, 1974, рис. 25, 4).

Выводы

У всех четырех обсуждаемых видов подсемейства Halicyclopinae хозяева-носители еще неизвестны. Это обстоятельство однако не должно делать менее убедительным вывод о паразитическом или комменсальном образе жизни этих видов. Впрочем в истории паразитологии не раз случалось, что паразитические организмы были сначала описаны как планктонные формы (Маркевич, 1956), например, *Parergasilus rylovi* Markevitch в Каспийском море, который тоже отмечался как свободноживущий и в озере Байкал, пока он позже не был обнаружен на некоторых осетровых и карповых рыбах (Гусев, 1987). А.П. Маркевич (1956) также упоминает и другие случаи, когда представители паразитического семейства Ergasilidae были обнаружены как свободноживущие животные, например, *Ergasilus chautauquaensis* Fellows. Известно, что полупаразитические циклопы рода *Ochridacyclops* из озера Охрида и *Diacyclops incolotaenia* из озера Байкал (Рылов, 1948; Мазепова, 1978) часто обнаруживались вовсе не вблизи предполагаемого хозяина (губки). В каждом из этих случаев степень морфологической модификации ротовых конечностей была значительно меньшей, чем таковая у наших четырех видов: максилла у *Ochridacyclops* и у *D. incolotaenia* сохраняла свою анцестральную форму с хорошо развитыми прекоксальными и коксальными эндитами, а максиллипеда обнаруживала нормальное четырехчленистое состояние.

Можно все же расценивать как недостаток данного исследования, что мы никогда не видели, чтобы рассматриваемые виды паразитировали на каком-либо живом объекте. Однако нетрудно возразить, что никто также не видел, чтобы весь мир ископаемых животных вел тот или иной образ жизни. Однако их образ жизни издавна логично рекапитулируется из морфологических особенностей самих палеонтологических объектов с помощью принципов корреляции Ж. Кювье и актуализма Ч. Лайеля.

1. Гусев А.В. 1. Подкласс веслоногие ракообразные Copepoda. Отр. Podoplea. 1. Сем. Ergasilidae. 2. Сем. Lernaеidae. 3. Сем. Caligidae. 4. Сем. Dichelestidae. 5. Сем. Lernaеopodidae / А.В. Гусев // Паразитические многоклеточные. Ч. 2. – Л. : Наука, 1987. – С. 382–515. – (Определитель паразитов пресноводных рыб фауны СССР; т. 3).
2. Мазепова Г.Ф. Циклопы озера Байкал / Г.Ф. Мазепова // Тр. Лимнол. ин-та. Сиб. отд. АН СССР. – 1978. – Т. 28, № 49. – 144 с.
3. Маркевич А.П. Паразитические веслоногие рыб СССР / А.П. Маркевич. – К. : Изд-во АН УССР, 1956. – 159 с.

4. Монченко В.И. Челюстноротые циклопообразные. Циклопы / В.И. Монченко. – К. : Наук. думка, 1974. – 450 с. – (Фауна Украины; т. 27, вып. 3).
5. Монченко В.И. Свободноживущие циклопообразные копеподы Понто-Каспийского бассейна / В.И. Монченко. – К.: Наук. думка, 2003. – 351 с.
6. Рылов В.М. Cyclopoida пресных вод / В.М. Рылов. — М.-Л. : Изд-во АН СССР, 1948. – 318 с. – (Фауна СССР. Ракообразные; т. 3, вып. 3).
7. Boxshall G.A. An extraordinary shift in life habit within a genus of cyclopoid copepods in Lake Tanganyika / G.A. Boxshall, E.E. Strong // Zool. Journ. Linnean Soc. – 2006. – Vol. 146. – P. 275–285.
8. Boxshall G.A. An Introduction to Copepod diversity / Boxshall G.A., Halsey S.H. – London : The Ray Society. – 2005. – 966 pp.
9. Dussart B.H. Introduction to the Copepoda / Dussart B.H., Defaye D.. – [2nd ed.]. – Leiden: Backhuis Publishers, 2001. – 344 p.
10. Kiefer F. Freilebenden Copepoda / F. Kiefer. – 1978. – 343 s. – (Binnengewässer Bd. 26, teil 2).
11. Monchenko V.I. Oligomerization in Copepoda Cyclopoida as a kind of orthogenetic evolution in the animal kingdom / V.I. Monchenko, von Vaupel Klein // Crustaceana. – 1999. – Vol. 72, N 3. – P. 241–264.
12. *Prehendocyclops*, a new genus of the subfamily Halicyclopiniae (Copepoda, Cyclopoida, Cyclopidae) from cenotes of the Yucatan Peninsula, Mexico / C.E.F. Rocha, T.M. Iliffe, J.W. Reid, E. Suarez-Morales // Sarsia. – 2000. – Vol. 85. – P. 119–140.

В.И. Монченко

Институт зоологии НАН Украины, Киев

ПРЕДПОЛАГАЕМЫЕ ПРЕДПОСЫЛКИ ПАРАЗИТИЧЕСКОГО ТРЕНДА В ЭВОЛЮЦИИ ПОНТО-КАСПИЙСКИХ CYCLOPIDAE (COPEPODA)

Морфо-эволюционный анализ модифицированных максилл и максиллипед четырех видов родов *Sergiosmirnovia* и *Colpocyclops* обнаружил их гипертрофию, олигомеризацию, слияние или редукцию члеников, а также гипертрофию или редукцию щетинок и шипов. Эти явления связаны с уникальными случаями перехода к паразитическому образу жизни

Ключевые слова: Cyclopidae, *Sergiosmirnovia*, *Colpocyclops*, максилла, максиллипеда, модификации, паразитизм (комменсализм), Понто-Каспийская область

V.I. Monchenko

Institute Zoology of NAS of Ukraine, Kyiv

HYPOTHZIED PREREQUISITES OF PARASITIC TREND IN EVOLUTION OF PONTO- CASPIAN CYCLOPIDAE (COPEPODA)

Morpho-evolutional analysis of highly modified maxillae and maxillipeds of four species of the genera *Sergiosmirnovia* and *Colpocyclops* (Halicyclopiniae) revealed their hypertrophy, oligomerization, mergence of the segments, and hypertrophy or reduction of setae number and spines. These events are related with unique foray into parasitic mode of life.

Key words: Cyclopidae, *Sergiosmirnovia*, *Colpocyclops*, maxilla, maxilliped, modification, parasitism (commensalism), Ponto-Caspian region

УДК: [594.141: 591.492] [574.63: 556.535]

И.А. МОРОЗОВСКАЯ, А.А. ПРОТАСОВ

Институт гидробиологии НАН Украины
пр-т Героев Сталинграда, 12, Киев 04210

ДИНАМИКА ИЗМЕНЕНИЯ РАЗМЕРНОГО СОСТАВА ДРЕЙССЕНЫ (*Dreissena polymorpha* Pallas) И ФЕНОТИПИЧЕСКОЙ ИЗМЕНЧИВОСТИ В ВОДОЕМЕ-ОХЛАДИТЕЛЕ ХМЕЛЬНИЦКОЙ АЭС

Представлены результаты исследования размерной структуры и фенотипической изменчивости двухстворчатого моллюска дрейссены на водоеме-охладителе Хмельницкой АЭС в течение ряда лет.

Ключевые слова: водоем-охладитель, размерная структура дрейссены, изменчивость

В водоемах, получающих подогретые сбросные воды, наблюдается определенная гетерогенность популяционных показателей гидробионтов, в особенности у седентарных форм [4, 5]. Это связано с различиями в условиях обитания, в частности с различиями в термическом режиме. Так, диапазон температур в различных районах водоема-охладителя ХАЭС в июле 2009 г. был довольно широким, колеблясь от 23 °С в районе плотины до 27 °С в восточном районе. В водоеме-охладителе Хмельницкой АЭС практически одновременно с введением в строй второго энергоблока вселилась дрейссена (*Dreissena polymorpha* Pallas). Она заселила все районы водоема, таким образом, ее популяция оказалась в разнородных условиях.

Целью работы было установить особенности изменения показателей структуры популяции дрейссены в водоеме-охладителе Хмельницкой АЭС на протяжении ряда лет с учетом гетерогенности условий.

Материал и методы исследований

Исследования на водоеме-охладителе Хмельницкой АЭС осуществляли в бентосе и перифитоне на протяжении 2005–2009 гг. посезонно. Бентос исследовали в западном, южном и восточном районах, перифитон в подводющем канале и на плотине. Наиболее подвержен подогретым сбросам был восточный район.

Пробы зообентоса и перифитона отбирали при помощи коробчатого пробоотборника и рамки площадью 0,25 м и 0,09 м, с использованием водолазного снаряжения, а также с катера с помощью дночерпателя СДЧ-100. Все пробы фиксировали 4% раствором формальдегида и обрабатывали в лаборатории по стандартным методикам.

В процессе обработки проб дрейссену разделяли на шесть размерных групп от 1–5 мм с шагом 5 мм. Для каждой из них определяли численность, биомассу, видовую представленность и морфометрические показатели раковины (длину L, ширину h, высоту d (мм)).

Анализ фенотипической структуры здійснювали по данным 2006 и 2007 гг. посезонно в перифитоне и в летний период 2006–2009 гг. – в бентосе в западном, восточном и южном районах.

Степень меланизации (преобладание более светлых (С) или более темных (D) участков в рисунке раковин) определяли по 7 градациям с помощью коэффициента меланизации (Км). При описании фенотипов рисунка раковины использовали буквенные обозначения: G – дугообразные полосы; J – волнообразный рисунок; K – «лучевой» рисунок; M – скульптура раковины, определяемая кольцами роста [2, 3].

Результаты исследований и их обсуждение

Показатели размерной структуры дрейссены в бентосе и перифитоне были усреднены и выделены в семь типов, которые распределялись следующим образом (табл.).

Первый тип (I) характеризовался значительным доминированием малоразмерных особей (1–5 мм). Доминирование составляет 55–80%. Был отмечен на плотине в августе 2005 года.

Второй тип характеризовался преобладанием моллюсков малых размерных групп 1–5 и 6–10 мм. Такое распределение встречалось 3 раза. В южном районе в июне 2005 г., подводющем канале в июле 2006 г., в западном районе в июле 2008 г.

Третий тип с доминированием моллюсков размерной группы 6–10 мм был отмечен 3 раза в бентосе и 1 раз в перифитоне.

Четвертый тип характеризовался наличием моллюсков 2-х размерных групп 6–10 мм и 11–15 мм, с преобладанием первой и был отмечен 4 раза в перифитоне (подводящий и плотина) и 1 раз в бентосе (западный район).

Пятый тип характеризовался наличием размерных групп 6–10 мм и 11–15 мм, с преобладанием второй размерной группы и был отмечен как в бентосе, так и в перифитоне в 2006 и 2007 годах.

Шестой тип был представлен моллюсками размерной группы 11–15 мм – 2 раза в бентосе (южный и восточный районы) и 1 раз в перифитоне (плотина).

Седьмой тип с доминированием моллюсков размерных групп 11–15 мм и 16–20 мм был отмечен один раз в перифитоне в (подводящий канал, июль 2009 г.) и два раза в бентосе (восточный район – июль 2007 г.; южный район – июнь 2009 г.).

Таблиця

Распределение и встречаемость типов (I-VII) размерной структуры дрейссены полиморфной по районам ВО Хмельницкой АЭС в летний сезон

Район	Западный	Южный	Восточный	Плотина	Подводящий канал
Год	Типы размерной структуры				
2005	III	II	III	I	III
2006	V	VI	V	V	II
2007	V	—	VII	VI	IV
2008	II	—	III	IV	IV
2009	IV	VII	VI	IV	VII

Примечание: – отсутствие данных.

Как видно из данных таблицы, в 2005 г. было отмечено равномерное распределение моллюсков по районам с преобладанием малых размерных групп. Начиная с 2006 г., происходит увеличение размеров моллюсков с преобладанием размерных групп 6–10 мм, 11–15, 16–20 мм.

Изменчивость окраски, рисунка раковины дрейссены были изучены рядом исследователей [1, 4], имеются сведения о том, что уровень меланизации может быть важным показателем условий среды [6].

В бентосе в западном, южном и восточном районах, было отмечено преобладание моллюсков с одинаковым сочетанием светлого и темного цвета раковины (градиация C_1D_1 от 50% в западном до 63% в южном районах) в 2009 г. и тяготение моллюсков к более темному цвету раковины (градиация C_1D_2 от 37% в южном до 42% в восточном) в 2006 году.

Наиболее часто встречаемыми были раковины с дугообразным, волнообразным и «лучевым» рисунком. Рисунок из дугообразных полос (J) был ярко выражен для этих трех районов и составлял от 25% до 30% в 2006 и 2009 годах. Моллюски с волнообразным (G) и «лучевым» (K) рисунком были сходными для восточного, южного и западного районов в 2006 году. В южном и западном районах частота волнообразного рисунка составила 19,75%, в восточном районе – 26,20%. Частота «лучевого» рисунка колебалась от 18% в западном районе до 30,20% в восточном районе. В 2009 г. в восточном и западном районах отмечена обратная картина встречаемости моллюсков с волнообразным и «лучевым» рисунком, где частота моллюсков с «лучевым» рисунком составила 23,67% (в восточном) и 22,33% (в западном). В южном районе моллюски с «лучевым» рисунком составили 27%, с волнообразным – 16%.

Моллюски со скульптурой раковины (M), определяемой факторами роста, в 2009 г. были хорошо выражены в южном, западном и восточном районах. Частота встречаемости этого признака колебалась от 22% в южном районе до 24% в восточном. В 2006 г. в восточном и западном районах этот показатель колебался от 6% до 9%, соответственно. В южном районе он был сходным с таковым в 2009 г. и составлял 19,75%. Кроме этого для 2006 г. отмечены раковины с пятнистым рисунком в южном и западном районах 3,75% и 6,75%.

Фенотипическая структура перифитонной части популяции дрейссены несколько отличалась от бентоса и была представлена моллюсками, отобранными на плотине, подводящем канале и в южном районе посезонно. Здесь четко отмечено преобладание моллюсков с сочетанием светлого рисунка на темном фоне (C_1D_2) в апреле 2007 г. для трех районов. Максимальная частота встречаемости моллюсков с этой градиацией – 71% (в южном районе). В июле 2006 г. и октябре 2007 г. на плотине наблюдается преобладание моллюсков с одинаковым сочетанием темного и светлого тона C_1D_1 – 54% и 60%. В июле 2006 г. отмечено моллюски с C_1D_1 и C_1D_2 градиациями – 46 и 43% (южный район) и C_1D_1 – 48% и C_1D_2 – 38% (подводящий канал). Интересно отметить, что в подводящем канале в июле 2006 г. отмечено моллюски с преобладанием светлого тона C_2D_1 ,

частота которых составляла 13%, тогда, как в южном районе и на плотине моллюски с таким сочетанием составляли от 6% до 9%.

В перифитоне, как и в бентосе, наиболее часто были встречаемы моллюски с рисунком раковины, состоящем из дугообразных полос, волнообразных полос, с “лучевым” рисунком и моллюски со скульптурой раковины, определяемой факторами роста. Так, частота встречаемости раковин с дугообразными полосами в исследуемых районах колебалась в пределах от 29,83% до 39,0%. Встречаемость раковин с волнообразным и “лучевым” рисунком колебалась в пределах 20–30% и 17–27%, соответственно. Моллюски со скульптурой раковины, определяемой факторами роста, были отмечены во всех районах и составляли от 11% до 23% от частоты встречаемости.

Выводы

Размерная структура дрейссены изменяется с годами. Так, в 2005 г. в летний период было отмечено высокое доминирование молодежи моллюсков (I–III тип). В последующие годы в летний период происходило преобладания двух и более размерных групп, с доминированием особей с длинной раковины 6–10 мм и 11–15 мм, и 11–15 и 16–20 мм (табл.).

Что касается фенотипических характеристик, до настоящего времени нет оснований выделять четко выраженные субпопуляционные группы, однако имеются тенденции к их выделению в некоторых районах.

1. Биочино Г.И. Полиморфизм и географическая изменчивость. Дрейссена. *Dreissena polymorpha* (Pall) (Bivalvia, Dreissenidae). Систематика, экология, практическое значение / Г.И. Биочино.. – М.: Наука, 1982. – 38–45 с.
2. Протасов А.А. О фенотипической структуре популяций *Dreissena polymorpha* (Pallas) / Протасов А.А., Горпинчук Е.В. // Гидробиол. журн. – 1997. – Т. 33, № 2. – С. 19–22.
3. Протасов А.А. Интенсивность окраски раковин как фенотипическая характеристика популяций *Dreissena polymorpha* (Pallas) (Bivalvia, Mollusca) / А.А. Протасов // Экология. – 1998. – № 6. – С. 479–482.
4. Протасов А.А. Биотопическая изменчивость и феногеография *Dreissena polymorpha* (Pallas) / Протасов А.А., Синицина О.О. // Экология. – 2000. – № 6. – С. 449–455.
5. Протасов А.А. Фенотипическое разнообразие популяции *Dreissena polymorpha* в озерной системе, используемой в качестве охладителя тепловых электростанций. / А.А. Протасов // Вестн. зоол. – 2002. – Т. 36, № 4. – С. 23–33.
6. Яблоков А.В. Введение в фенетику популяций / Яблоков А.В., Ларина Н.И. – М.: Высш. школа, 1986. – 159 с.

І.А. Морозовська, О.О. Протасов

Інститут гідробіології НАН України, Київ

ДИНАМІКА ЗМІНИ РОЗМІРІВ ДРЕЙСЕНИ (*Dreissena polymorpha* Pallas) І ФЕНОТИПОВОЇ МІНЛИВОСТІ У ВОДОЙМІ-ОХОЛОДЖУВАЧІ ХМЕЛЬНИЦЬКОЇ АЕС

Представлені результати дослідження розмірної структури і фенотипової мінливості двостулкового моллюска дрейсени на водоймі-охолоджувачі Хмельницької АЕС впродовж ряду років.

Ключові слова: водойма-охолоджувач, розмірна структура дрейсени, мінливість

I.A. Morozovs'ka, O.O. Protasov

Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

DYNAMICS CHANGE SIZES OF DREYSSENA (*Dreissena polymorpha* Pallas) AND PHENOTYPIC VARIABILITY COOLER-RESERVOIR OF KHMEL'NYTSKIY NPP

The results of researches of size structure and phenotypic variability of bivalve of dreissena on the cooler-reservoir of Khmel'nytskiy NPP during on the row of years.

Key words: cooler-reservoir, size structure of dreissena, variability

УДК 581.526.3 (551.5:53.084.89)

О.Б. НАЗАРОВ¹, Д.І. ГУДКОВ², Х.Д. ГАНЖА², Д.Д. ГАНЖА³, Б.І. ФЕДОРЕНКО⁴

¹Державне спеціалізоване науково-виробниче підприємство «Чорнобильський радіоекологічний центр» МНС України

вул. Шкільна, 6, Чорнобиль 07270

²Інститут гідробіології НАН України

пр-т Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210

³Державне спеціалізоване підприємство «Техноцентр» МНС України

вул. Радянська, 10, Чорнобиль 07270

⁴Чорнобильська Центральна геофізична обсерваторія

вул. Кошового, 7, Чорнобиль 07270

ВПЛИВ ГІДРОМЕТЕОРОЛОГІЧНИХ ФАКТОРІВ НА НАКОПИЧЕННЯ РАДІОНУКЛІДІВ ТА ФОРМУВАННЯ ДОЗОВОГО НАВАНТАЖЕННЯ ВИЩОЮ ВОДЯНОЮ РОСЛИННІСТЮ

Здійснено оцінку впливу метеорологічних факторів на накопичення радіонуклідів вищою водною рослинністю та водою. Встановлено вплив метеорологічних факторів на коливання питомої активності води та формування дози зовнішнього опромінення вищої водної рослинності.

Ключові слова: вища водна рослинність, радіонуклідне забруднення водою, гідрометеорологічні фактори, стронцій-90, цезій-137

Забруднення водних екосистем складається з техногенних поллютантів первинного та вторинного походження. Вторинне забруднення відбувається переважно за рахунок теригенного змиву. У водоймах суттєвий вплив на радіоекологічний стан має внесення і винесення радіонуклідів, обумовлених гідродинамічними процесами. Вагомим фактором зменшення радіонуклідного забруднення замкнених водойм Чорнобильської зони відчуження (ЧЗВ) є радіоактивний розпад, а збільшення – теригенний змив. Протягом першого десятиліття, що минуло після катастрофи на ЧАЕС у 1986 р. частка розчинних радіонуклідів у теригенному змиві збільшилась в 9 разів і ця тенденція зберігалась надалі, при цьому, в розчинній формі переважно мігрує ⁹⁰Sr [2–4]. В твердому стоці значення коефіцієнта змиву на завісі для ⁹⁰Sr та ¹³⁷Cs зіставні, що підтверджує переміщення радіонуклідів у складі твердих частинок. Змив ¹³⁷Cs в розчиненому стані, на порядок менший ніж з твердим стоком [1]. Основними чинниками теригенного змиву є повені, заболочування та гідрометеорологічні фактори. Оскільки ефективність змиву зростає при більш динамічній зміні води, що промиває забруднений радіонуклідами ґрунт [4], можна очікувати збільшення виносу радіонуклідів з суходолу у водойми в роки з сприятливими для цього метеорологічними параметрами, зокрема, з більшою кількістю опадів.

Метою цього дослідження є оцінка впливу метеорологічних факторів на накопичення радіонуклідів та формування дозового навантаження у вищих водних рослин ЧЗВ.

Матеріал і методи досліджень

Спостереження проведено протягом 1997–2008 рр. на таких водоймах ЧЗВ: р. Прип'ять, р. Уж, оз. Азбучин, оз. Глибоке, оз. Далеке, Янівський затон, водойма-охолоджувач ЧАЕС (рис. 1). Відбирали такі види вищих водних рослин: очерет звичайний (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex. Steud.), ро́гіз вузьколистий (*Typha angustifolia* L.), лепешняк великий (*Glyceria maxima* (Hartm.) Holmb.), представники роду осо́к (*Carex* sp.), кушир занурений (*Ceratophyllum demersum* L.), уруть колосиста (*Myriophyllum spicatum* L.), рдесник пронизанолистий (*Potamogeton perfoliatus* L.), рдесник плаваючий (*Potamogeton natans* L.), глечики жовті (*Nuphar lutea* (L.) Smith), латаття сніжно-біле (*Nymphaea candida* J. et C. Presl.), пізак водяний алоевидний (*Stratiotes aloides* L.).

В пробах визначали питому активність ⁹⁰Sr (радіохімічним) і ¹³⁷Cs (гамма-спектрометричним методом). Отримані значення усереднили та в подальших обчисленнях представляли як питому активність вищої водної рослинності у відповідній водоймі. Для обчислень використані значення питомої активності води за даними ДСНВП «Екоцентр». Значення поглиненої дози обчислювали згідно існуючих рекомендацій [5]. Значення метеорологічних факторів отримано на гідрометеостанції Барішівка, метеостанціях Тетерів та Чорнобильської Центральної геофізичної обсерваторії Державної метеорологічної служби. Статистичну обробку даних проведено з використанням пакета прикладної програми Statistica, 5.5 (Stat Soft, Inc.).

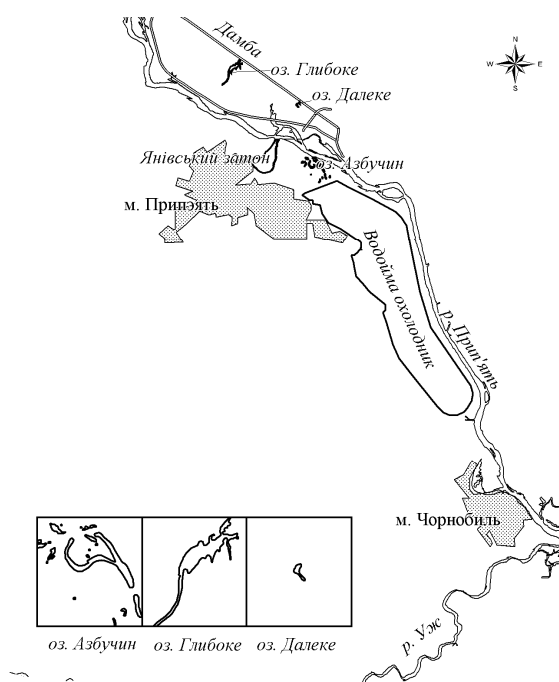


Рис. 1. Розташування водойм, що досліджували на території ЧЗВ

Результати досліджень та їх обговорення

Порівняння значень питомої активності та дозового навантаження, що безпосередньо залежить від питомої активності радіонуклідів у тканинах вищих водяних рослин, свідчить, що різниця у дозовому навантаженні більшою мірою визначається рівнем радіонуклідного забруднення біотопу ніж видоспецифічністю. Встановлено, що індивідуальні відмінності водойм більш суттєві при регіональних оцінках дозового навантаження порівняно з видоспецифічністю. З огляду на зареєстровану закономірність, обчислення дозового навантаження проведено нами як усереднене значення для всіх видів водяних рослин, що аналізували. Разом з тим, варіабельність накопичення та оцінка потужності поглинутої дози від ^{90}Sr для різних видів рослин у кожній окремій водоймі перевищує варіабельність накопичення цього нукліда, усереднену для всіх досліджених водойм на 65%. Аналогічно, для ^{137}Cs – на 32%. Це свідчить про те, що на відміну від регіональних, при локальних спостереженнях в окремих водоймах, видоспецифічність накопичення має принципове значення.

Матрицю даних було піддано кластерному аналізу. Для кластеризації обрали квадратичні евклідові відстані. Результати показали, що використані в аналізі метеорологічні фактори об'єдналися в один кластер, з деякими радіоекологічними параметрами водних екосистем, що свідчить про їх тісний взаємний зв'язок (рис. 2).

Основними радіоекологічними параметрами водних екосистем ЧЗВ є питома активність води за ^{90}Sr та ^{137}Cs і пов'язана з ними зовнішня доза та питома активність рослин за цими радіонуклідами і, відповідно, внутрішня доза опромінення. Важливим чинником, що впливає на радіоекологічний стан водойм є гідрометеорологічні фактори, що кластеризувалися з питомою активністю води за ^{90}Sr та ^{137}Cs і, відповідно, за зовнішньою дозою опромінення. За результатами кластеризації мінімальна питома активність вищої водної рослинності і, відповідно, мінімальне значення дози від ^{90}Sr та ^{137}Cs , залежать від метеорологічних факторів. Це пов'язано з значним надходженням у роки з високою водністю не забруднених радіонуклідами атмосферних вод, унаслідок чого відносна кількість радіонуклідів у водній товщі водойм зменшується. Тісний зв'язок питомої активності води за ^{90}Sr й ^{137}Cs з висотою снігового покриву, вологістю ґрунту, кількістю опадів за рік, тощо свідчить про значний вплив теригенного змиву на забруднення водної товщі радіонуклідами. Максимальна та середня питома активність рослин і відповідно дози від ^{90}Sr та ^{137}Cs не залежать від метеорологічних параметрів, що видно з діаграми кластерів. Причиною цього є те, що основне формування максимальних та середніх доз та питомої активності залежить від внутрішніх процесів, що відбуваються в екосистемах водойм.

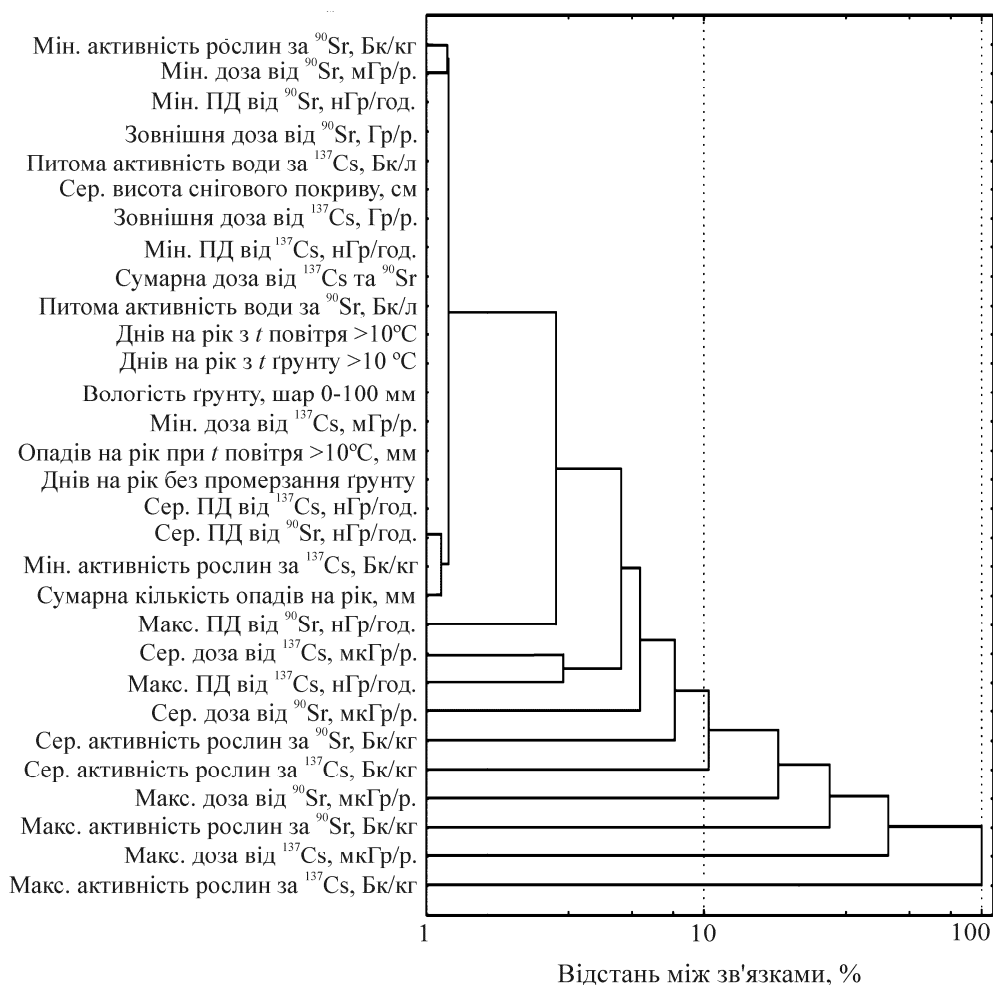


Рис. 2. Діаграма кластерів радіоекологічних та гідрометеорологічних параметрів водойм ЧЗВ

Висновки

В результаті проведених досліджень виявлено вплив гідрометеорологічних факторів на коливання питомої активності води та накопичення ^{90}Sr і ^{137}Cs вищими водними рослинами у водних екосистемах. Питома активність ^{90}Sr у воді, збільшується в роки з тривалим вологим і теплим періодом. В ці ж роки збільшується доза зовнішнього опромінення вищої водної рослинності від ^{90}Sr . Питома активність води за ^{137}Cs зростає в роки з більшими запасами снігового покриву, що призводить до більш активного змиву ^{137}Cs у водойми в період снігового танення. Доза зовнішнього опромінення формується також під впливом вторинного забруднення водойм за рахунок теригенного змиву, що підсилюється за дії кліматичних факторів. Основу для оцінки прогнозування дозових навантажень складає вивчення накопичення радіонуклідів компонентами водних екосистем. Метеорологічні фактори впливають на коливання питомої активності води і на міграційну здатність радіонуклідів.

1. *Геохімія техногенних радіонуклідів* / Е. В. Соботович, Г. М. Бондаренко, Л. В. Кононенко [та ін.] – К.: Наук. думка, 2002. – 333 с.
2. *Звіт про радіаційний стан на території зони відчуження у 2003 році.* – Чорнобиль: МПНС України, ДСНВП «Екоцентр», 2004. – 131 с.
3. *Звіт про роботу ДСНВП «Екоцентр» за 2009 рік.* – Чорнобиль: МПНС України, ДСНВП «Екоцентр», 2009. – 251 с.
4. *Міграція радіонуклідів в ландшафтах 10-км зони ЧАЭС* / [Киреев С. И., Бышуля В. В., Ганжа Д. Д., Шевченко А. Л.] // Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях: тез. докл. межд. конф. Москва, 24–26 апреля 2000. – Санкт-Петербург: Гидрометеиздат, 2000. – С. 367–373.

5. *Handbook for assessment of the exposure of biota to ionising radiation from radionuclides in the environment* / J. Brown, P. Strand, A. Hosseini, P. Børretzen (Eds.). – Project within the EC 5th Framework Programme, Contract № FIGE-CT-2000-00102. – Framework for Assessment of Environmental Impact, 2003. – 395 p.

О. Б. Назаров¹, Д. І. Гудков², Х. Д. Ганжа², Д. Д. Ганжа³, Б. І. Федоренко⁴

¹Государственное специализированное научно-производственное предприятие «Чернобыльский радиоэкологический центр» МЧС Украины, Чернобыль

²Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

³Государственное специализированное предприятие «Техноцентр» МЧС Украины, Чернобыль

⁴Чернобыльская Центральная геофизическая обсерватория, Чернобыль, Украина

ВЛИЯНИЕ ГИДРОМЕТЕОРОЛОГИЧЕСКИХ ФАКТОРОВ НА НАКОПЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ И ФОРМИРОВАНИЕ ДОЗОВОЙ НАГРУЗКИ ВЫСШЕЙ ВОДНОЙ РАСТИТЕЛЬНОСТИ

Проведено оцінку впливу метеорологічних факторів на накоплення радіонуклідів вищої водної рослинності і водою. Установлено вплив метеорологічних факторів на коливання удільної активності води і формування дози зовнішнього облучення вищої водної рослинності.

Ключевые слова: высшая водная растительность, радионуклидное загрязнение

O.B. Nazarov¹, D.I. Gudkov², Ch.D. Ganzha², D.D. Ganzha³, B.I. Fedorenko⁴

¹State is specialized scientific-production enterprise the «Chernobil' radioecology center» of MES of Ukraine, Chernobil'

²Institut of hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

³State the specialized enterprise of «Tekhnotsenter» MES of Ukraine, Chernobil'

⁴Chernobil Central geophysical observatory, Chernobil', Ukraine

INFLUENCE OF HYDROMETEOROLOGICAL FACTORS ON ACCUMULATION OF RADIONUKLIDE AND FORMING OF DOSE LOADING BY HIGHER AQUATIC VEGETATION

An assessment of the impact of meteorological factors on the content of radionuclides in higher aquatic plants and water. The influence of meteorological factors on variations of specific activity of water and formation of irradiation dose on aquatic vegetation.

Key words: higher aquatic vegetation, radionuclides contamination

УДК 504.455.05:574.583(477.82)

К.М. НАЗАРУК, І.С. ХАМАР

Львівський національний університет ім. Івана Франка
вул. Грушевського, 4, Львів 79005, Україна

СКЛАД І СТРУКТУРА УГРУПОВАНЬ ЗООПЛАНКТОНУ ОЗЕРА ПІСОЧНЕ ШАЦЬКОГО НАЦІОНАЛЬНОГО ПРИРОДНОГО ПАРКУ

Формування зоопланктонних угруповань оз. Пісочного протягом останніх 15 років відбувається під впливом інтенсивного антропогенного навантаження. На зміни в структурі угруповань вказують видовий склад, індекс різноманітності Шеннона та домінування Сімпсона, структура домінантних комплексів.

Ключові слова: зоопланктонні угруповання, озеро, індекс Шеннона

Озера Шацького національного природного парку становлять єдину водну систему – одну з найбільших озерних груп Європи, відому під назвою «Шацькі озера». Деякі з них, насамперед оз. Пісочне, піддаються інтенсивному антропогенному навантаженню, одним з наслідків якого є забруднення водойми і суттєве погіршення якості води. Основним джерелом евтрофікації Пісочного є рекреаційні навантаження, використання земель для вирощування сільськогосподарської продукції, стоки та викиди мережі прибережних баз відпочинку [5].

Матеріал і методи досліджень

Матеріалом для досліджень були проби зоопланктону озера Пісочного Шацького національного природного парку, відібрані у 2007–2009 рр. Проби відбиралися з 6 локалітетів у прибережній зоні з різною інтенсивністю розвитку вищої водної рослинності та різним ступенем антропогенного навантаження (рис. 1).

Відбір проб здійснювався методом зачерпування води з подальшим фільтруванням через сітку Апштейна. Об'єм профільтрованої води складав 50 дм³ навесні і восени та 30 дм³ влітку. Фіксація отриманих проб здійснювалася 40 % розчином формаліну. Обробка матеріалу проводилася згідно загальноприйнятих гідробіологічних методик [3]. Визначення домінантного комплексу здійснювалося за індексом Бродської–Зенкевича і трансформованою шкалою Любарського [1].

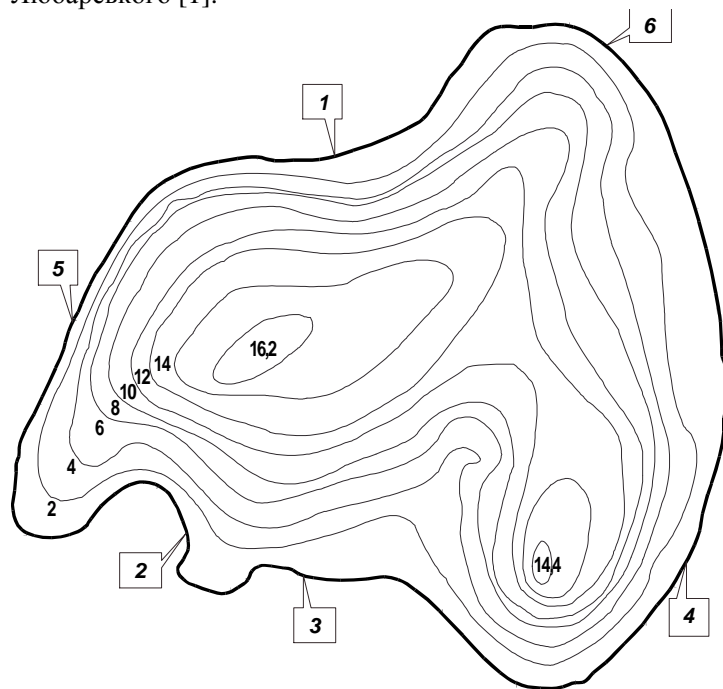


Рис.1. Картографічна схема озера Пісочне і розташування локалітетів

Примітки: Локалітети відбору проб: 1 – північний берег з сільськогосподарськими угіддями, ділянка з макрофітами; 2 – південнозахідний берег, мішаний ліс, ділянка з макрофітами; 3 – південний берег, човнова станція санаторію «Лісова Пісня», ділянка без макрофітів; 4 – південносхідний берег перед забудовами с.Мельники, ділянка без макрофітів; 5 – західний берег, мішаний ліс, навчальний стаціонар ЛНУ імені Івана Франка, ділянка без макрофітів; 6 – північносхідний берег, зона „дикого” туризму, хвойний ліс, ділянка без макрофітів.

Результати досліджень та їх обговорення

У результаті досліджень, проведених у 2007–2009 рр., на оз. Пісочному зареєстровано 19 родин, 47 родів, 83 види зоопланктерів у співвідношенні основних систематичних груп Cladocera: Copepoda: Rotatoria як 34:23:26 (табл. 1). Кількість зареєстрованих видів у водоймі залежить від періодичності відбору проб [4]. Оскільки відбори проб здійснені попередніми дослідниками [2, 6, 8], відбувалися переважно тільки у літній період і одноразово, тому кількість видів в оз. Пісочному незначна.

Співвідношення між кількістю видів основних систематичних груп протягом 1992–2009 рр. практично залишилося без змін: найбільша кількість видів належить до представників гіллястовусих рачків, а найменша – до веслоногих.

У водоймі нами зареєстровано близько 30 рідкісних видів. Видовий спектр зоопланктерів вказує на унікальність озера Пісочне, яка пов'язана з його гідрологією та гідрохімічним режимом. Оскільки озеро не має зв'язку з іншими водними об'єктами, тому сформовані зоопланктонні угруповання є характерними тільки для Пісочного. Переважна кількість рідкісних видів належить за сапробністю до олігосапробів, а більшість зареєстрованих видів, які зазначалися у всіх пунктах відбору – до о-β-мезосапробів. Це вказує на можливий у минулому олігосапробний статус водойми.

Таблиця 1

Кількість видів основних систематичних груп зоопланктону

Водойма	Група	Рік дослідження						
		1992*	2001**	2003-2005***	2007	2008	2009	2007-2009
Пісочне	Cladocera	8/47	-	12/44	27/47	26/45	27/52	34/41
	Copepoda	4/24	-	6/22	11/19	18/31	15/29	23/28
	Rotatoria	5/29	-	9/34	19/34	14/24	10/19	26/31
	Кількість видів	17	23	27	57	58	52	83

Примітки: чисельник – кількість видів, знаменник – відсоток від загальної кількості видів. * – дані Тимченко, Якушин, Олейник и др., 1993; ** – дані Пашкова, 2003; *** – дані Думич, 2006

В оз. Пісочному індекс подібності Жакара для зоопланктонних угруповань серед визначених пунктів відбору становив 45,8%. Найвищий індекс подібності 68% був відмічений між пунктом відбору № 1 та 2, за рахунок гіллястовусих раків (83,3%), найнижчий 41,4% – між № 2 та 6. Найнижча подібність 21,1% спостерігалася серед представників коловерток у пунктах відбору № 5 та 2 (табл. 2).

Таблиця 2

Загальна кількість видів (N) і спільна кількість видів (цифри курсивом) зоопланктону, виявлених в оз. Пісочному, та подібність (%) фаун різних локалітетів (розрахунок за Жакаром)

		N	Локалітети відбору					
			1	2	3	4	5	6
Локалітети відбору	1	45	–	68	59,6	57,4	66,7	55,4
	2	58	36	–	41,4	45,3	50,7	54,7
	3	42	31	29	–	66	53,6	62,5
	4	41	31	29	33	–	61,1	58,3
	5	50	38	45	30	33	–	63
	6	40	34	35	30	28	34	–

Індекс різноманітності Шенона в оз. Пісочному протягом 2007–2009 рр. коливався в широких межах залежно від сезону. Індекс домінування Сімпсона вказує на те, що в періоди зниження індексу різноманітності відбувається масовий розвиток окремих видів зоопланктерів, що підтверджує підвищення індексу домінування, наприклад, до 0,62 у травні та 0,36 у кінці липня. Підвищення значення індексів різноманітності у квітні, червні та вересні відповідає значному розвитку “весняних”, “літніх” та “осінніх” видів відповідно, проте переважання окремих видів не спостерігається, на що вказує зниження значення індексу домінування до 0,33 у квітні, 0,25 у червні та 0,17 у вересні.

Серед різних локалітетів відбору найвищі показники індексу Шенона як за чисельністю відмічено у локалітеті №2, що пов’язано з значним розвитком макрофітів. Зони навітрювання на відкритих ділянках водойми сприяють більшій різноманітності зоопланктонних угруповань, що ми і спостерігаємо в локалітеті № 6.

Індекс різноманітності за біомасою найвищий також в заростях макрофітів в локалітеті №2 і в локалітеті №4, розташованому у зоні рекреації, що зумовлює додаткове надходження органічних речовин.

Домінантні комплекси зоопланктонних угруповань оз. Пісочне, залежно від локалітету, сформовані 21 видом зоопланктерів. Індекс подібності між досліджуваними домінантними комплексами складає 30%. Проте в даних групах немає чітко виражених домінантів, що мало би бути притаманно для оліготрофних глибоководних водойм [7], а характерна наявність декількох переважаючих видів.

Серед домінантних комплексів близько 82% видів є індикаторними. Локалітети № 1 і 2 належать до *o-β*-мезосапробної зони у зв’язку з підвищеним вмістом органічних речовин, що зумовлено наявністю макрофітів; локалітет №5 – до олігосапробної; стан решти локалітетів відповідає *o-β*-мезосапробним умовам, серед них не спостерігається закономірного розподілу індикаторних видів.

Висновки

Зоопланктонні угруповання оз. Пісочне зазнають постійних змін. Нестабільність видового складу та домінантних комплексів, низькі значення індексу Шеннона та його широкий діапазон коливань зумовлені нестабільними умовами у водоймі, які спричинені надмірним антропогенним навантаженням.

1. *Баканов А.И.* Количественная оценка доминирования в экологических сообществах. – Борок, 1987. – 63 с. – Рукопись деп. в ВИНТИ, № 8593–В87.
2. *Думич О.Я.* Зоопланктон озер Шацького національного природного парку / Думич О.Я., Савицька О.М. // Проблеми екології та охорони природи техногенного регіону: Міжвідом. зб. наук. праць / Відп. ред. С.В. Беспалова. – Донецьк: вид-во ДонНУ, 2006. – Вип. 6. – С. 106–112.
3. *Киселев И.А.* Планктон морей и континентальных вод : в 2 т. – Л.: Наука, 1969. – Т.1. – С. 140–410.
4. *Крючкова Н.М.* Структура сообществ зоопланктона в водоемах разного типа / Н.М. Крючкова // Продукционно-гидробиологические исследования водных экосистем / Под ред. А.Ф. Алимova. – Л.: Наука, 1987. – С. 184–198.
5. *Оксиук О.П.* Трофо-сапробиологическая характеристика Шацких озер / О.П. Оксиук, В.М. Якушин, В.М. Тимченко // Гидробиол. журн. – 1997. – Т. 33, № 1. – С. 24–36.
6. *Пашкова О.В.* Зоопланктон озер Шацкой группы в условиях антропогенного евтрофирования / О.В. Пашкова // Озерные экосистемы: биологические процессы, антропогенная трансформация, качество воды: мат. II Межд. науч. конф., Минск–Нарочь, 22–26 сент. 2003 / Сост. и ред. Т.М. Михеевой. – Мн: Изд-во Белорус. ун-та, 2003. – С. 500–502.
7. *Пидгайко М.Л.* Зоопланктон водоемов Европейской части СССР / М.Л. Пидгайко. – М.: Наука, 1984. – 208 с.
8. *Тимченко В.М.* Гидроэкологическая характеристика Шацких озер / В.М. Тимченко, В.М. Якушин, Г.Н. Олейник [и др.] // К., 1993. – Рукопись деп. в ВИНТИ, № 2188–В 93.

К.М. Назарук, И.С. Хамар

Львовский национальный университет им. Ивана Франко, Украина

СОСТАВ И СТРУКТУРА ГРУПП ЗООПЛАНКТОНА ОЗЕРА ПЕСОЧНОЕ ШАЦКОГО НАЦИОНАЛЬНОГО ПРИРОДНОГО ПАРКА

Формирование зоопланктонных сообществ в последние 15 лет происходит на фоне интенсивного антропогенного влияния. На изменение структуры сообществ указывают видовой состав, индексы разнообразия Шеннона и доминирования Симпсона, структура доминантных сообществ.

Ключевые слова: зоопланктонные группы, озеро Песочное, индекс Шеннона

K.M. Nazaruk, I.S. Khamar

Ivan Franko National University of L'viv, Ukraine

COMPOSITION AND STRUCTURE OF ZOOPLANKTON OF LAKE SANDY SHATSK NATIONAL NATURAL PARK

Formation of zooplanktonic communities happens last 15 years under intensive anthropogenic influence. In change of structure of communities indicate specific structure, index of variety Shannon's and Simpson's domination, structure of dominant communities.

Key words: zooplanktonic communities, lake, index of Shannon

УДК 597.08 (282.247.326.8)

Р.О. НОВІЦЬКИЙ

Дніпропетровський національний університет ім. О. Гончара
пр-т Гагаріна, 72, Дніпропетровськ 49050, Україна

НОВІ ВИДИ ГІДРОБІОНТІВ-АУТОВСЕЛЕНЦІВ У ДНІПРОВСЬКОМУ ВОДОСХОВИЩІ

У Дніпровському (Запорізькому) водосховищі триває інтенсивний процес фауногенезу. За період з 2000 по 2009 рр. тільки фауна риб і водних безхребетних збагатилася 6 новими видами-аутовселенцями (*Benthophiloides brauneri* (Perciformes), *Synurella ambulans* (Amphipoda),

Rivulogammarus kischineffensis (Amphipoda), *Eriocheir sinensis* та *Rhithropanopeus harrisi* (Decapoda), *Katamysis warpachowskyi* (Mysidacea), які значно поширюють свої історичні ареали в Україні.

Ключові слова: фауногенез, інвазії, Дніпровське водосховище

Дніпровське водосховище (раніше озеро ім. В. І. Леніна, Ленінське, Запорізьке водосховище) – найстаріше не тільки в каскаді дніпровських водосховищ, але й в колишньому СРСР. Початок побудування на р. Дніпро греблі Дніпрогесу (1931 р.) обумовив швидке перетворення річкової екосистеми в зарегульовану водосховищну. Нині Дніпровське водосховище є штучно створеною водною екосистемою, у якій від моменту створення до сьогодні тривають інтенсивні процеси фауногенезу [1, 5].

Активна гідробудівнича діяльність, масштабне переселення та інтродукція тварин у новостворені гідросистеми призвели до стрімкого поширення за межі природних історичних ареалів багатьох видів-гідробіонтів. За останні кілька років описанню біологічного різноманіття фауни водосховища та його придаткової системи присвячена значна кількість наукових публікацій, але тваринний склад водоймища постійно поповнюється новими видами безхребетних і риб [5].

Метою роботи є узагальнення сучасних даних про факти знахідок нових тварин-аутовселенців в екосистемі Дніпровського водосховища.

Матеріал і методи досліджень

Матеріалом слугували іхтіологічні збори та спостереження, виконані в 2000–2009 рр. на Дніпровському водосховищі та його притоках. Іхтіологічний матеріал відбирали в усі сезони року, здійснювали контрольні іхтіологічні облови ставними сітками ($a=32-120$ мм), промисловими неводами ($a=36-75$ мм), мальковими волокушами ($a=7$ мм), аналізували улови промислових рибалок, а також улови рибалок-аматорів, спортсменів і підводних мисливців, гідробіологічні збори безхребетних. Досліджено близько 3400 екземплярів статевозрілих риб (Osteichthyes) та їх молоді 53 видів, що населяють Дніпровське водосховище. Збирання і оброблення матеріалу здійснювали згідно загальноприйнятих іхтіологічних методик [9, 13].

Результати досліджень та їх обговорення

Протягом останніх 30 років вплив різних антропогенних чинників на іхтіофауну посилюється і викликає ефекти різного роду – як негативні, так і позитивні. До негативного впливу слід віднести техногенні й антропогенні чинники, які пов'язані в основному з забрудненням водних систем. До негативних можна віднести й рекреаційний чинник, при якому спостерігається зростання відвідуваності водойм, антропогенний вплив, незаконне рибальство.

До позитивних належать чинники, що сприяють збільшенню різноманіття іхтіофауни як за рахунок використання нових видів у рибному господарстві, так і опосередковано через вплив на можливість природного самовселення риб під дією нових екологічних чинників.

Наприкінці 1990-х років у складі іхтіокомплексу Дніпровського водосховища нараховувалося 49 видів риб, які належали до 13 родин та 7 фауністичних комплексів [5]. Протягом 17 років (1990–2006 рр.) фауна риб водосховища поповнилася 6 новими видами риб (табл. 1).

Таблиця 1

Знахідки хребетних (Vertebrata) в Дніпровському водосховищі (1990–2006 рр.)

	Назви тварин	Час реєстрації у водосховищі	Літературне посилання
1	Атерина чорноморська <i>Atherina boyeri pontica</i> (Eichwald, 1831)	1990 р.	[16]
2	Чабачок амурський <i>Pseudorasbora parva</i> (Temminck & Schlegel, 1846)	1992 р.	[8]
3	Бичок мартовик <i>Mesogobius batrachocephalus</i> (Pallas, 1814)	1995 р.	[14]
4	Канальний сомик <i>Ictalurus punctatus</i> (Rafinesque, 1818)	1996 р.	[15]
5	Сонячна риба (сонячний окунь) <i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus, 1758)	1992–1993 рр.	Усне повідомлення Мірошник Г.А., 1996
6	Бичок Браунера <i>Benthophiloides brauneri</i> (Beling et Iljin, 1927)	2006 р.	[11]

Останньою новою для Дніпровського водосховища знахідкою є бичок Браунера *Benthophiloides brauneri*, який був зареєстрований у складі іхтіокомплексу водоймища влітку 2006

р. Довжина особин (n=4) варіювала від 4,4 см до 6,0 см, маса – 6,7–10,3 г., вік – від 1+ до 2+. *Benthophiloides brauneri* у складі сучасної іхтіофауни Дніпровського (Запорізького) водосховища зареєстрований вперше. Раніше цей вид не відмічався у жодному фауністичному списку видів риб Дніпровського водосховища [1; 4; 7]. За результатами іхтіологічних малькових обловів у липні–серпні 2008 р. *Benthophiloides brauneri* вже реєструвався на чотирьох станціях верхньої ділянки водосховища (сmt. Таромське, житлові масиви «Фрунзенський» та «Придніпровськ», с. Чаплі) [11].

Нині разом з новими видами хребетних фауна риб Дніпровського водосховища та його річок–притокі нараховує 53 види і підвиди, які належать до 11 рядів, 14 родин та 43 родів. Ці види складають 7 фауністичних комплексів.

Динаміка іхтіологічних інвазій у Дніпровське водосховище значно уповільнилася, натомість спостерігається інтенсивний процес самостійного вселення до водоймища тварин-безхребетних (табл. 2).

Таблиця 2

Знахідки безхребетних (Invertebrata) в Дніпровському водосховищі (2000–2009 рр.)

	Назви тварин	Час реєстрації у водосховищі	Літературне посилення
1	<i>Synurella ambulans</i> (Amphipoda)	2000 р.	[12]
2	<i>Rivulogammarus kischineffensis</i> (Amphipoda)	2001 р.	[6]
3	<i>Eriocheir sinensis</i> (Decapoda)	2002 р.	[10]
4	<i>Katamysis warpachowskyi</i> (Mysidacea)	2007 р.	Усне повідомленням Н.І. Загубіженко
5	<i>Rhithropanopeus harrisii</i> (Decapoda)	2009 р.	наші дані

У 2000 р. на нижній течії річки Самара Дніпровська (найбільшої притоки Дніпровського водосховища у межах Дніпропетровської області), що характеризується великою кількістю заплавних озер, знайдений вид, що не наводився раніше для України, – бокоплав *Synurella ambulans* (Muller). Рідкісний для Степу України та новий для басейну Дніпра бокоплав кишинівський *Rivulogammarus kischineffensis* Schell вперше зареєстрований у р. Кільчень в 2001 р., після чого цей вид розповсюджується вже у водоймах заплави Самари Дніпровської [3].

Восени 2002 р. на середній ділянці Дніпровського водосховища (балка Башмачка) в промисловій сітці з діаметром вічка 40 мм на глибині 10 м відловлена статевозріла самка китайського мохнаторукого краба *Eriocheir sinensis*. Діаметр карапакса 9,5 см, довжина ходильних ніг – 21 см, довжина – клешні 4,5 см. Ще одна доросла особина *Eriocheir sinensis* була зареєстрована наступного року на Каховському водосховищі поблизу м. Каховка (за усним повідомленням Малофєєвої А.І. та Дробота О.Г. (Запорізька облдержрибінспекція). Висловлюємо припущення, що цей вид випадково потрапив до екосистеми дніпровських водосховищ завдяки скиданню баластних вод під час курсування по Дніпру річково–морських суден.

На середній ділянці Дніпровського водосховища 6.11.2009 р. поблизу Придніпровської ГРЕС (кам'янистий біотоп, глибина 2 м) дрібновічковою ставною сіткою з діаметром вічка 14 мм упійманий дорослий екземпляр голандського краба *Rhithropanopeus harrisii* (Decapoda) (рис. 1). Це – перша знахідка *Rhithropanopeus harrisii* для каскаду дніпровських водосховищ. Причини потрапляння голландського краба у екосистему Дніпровського водосховища з'ясовуються.

Отже, на сучасному етапі у Дніпровському водосховищі триває активний процес фауногенезу, під час якого фауна безхребетних та хребетних тварин поповнюється новими видами. Основними шляхами зміни видового різноманіття Дніпровського водосховища сьогодні слід вважати самостійне розповсюдження видів-вселенців, включно й чужорідних; інвазію екзотичних видів з баластними водами суден, які курсують з Чорного моря у Дніпро, навмисне вселення екзотів у природні водойми.

Висновки

В результаті проведених досліджень з'ясовано, що за період з 2000 р. до 2009 р. фауна риб і водних безхребетних Дніпровського водосховища збагатилася 6 новими видами-вселенцями та аутоакліматизантами, які значно поширюють свої історичні ареали в Україні. Фауністичний моніторинг водосховища та його придаткової системи слід проводити постійно, потрібно забезпечити належний іхтіологічний контроль під час рибницьких та акліматизаційних заходів. Окрім водосховища, необхідно особливу увагу приділити також іхтіофауністичним дослідженням

річок-притоків Дніпровського водосховища першого–другого порядків та штучним водоймам регіону – ставкам та каналам, через які може відбуватися розселення нових видів тварин у регіоні.

1. *Аннотированный список рыб Днепровского водохранилища и его притоков* / Р. А. Новицкий, О.А. Христов, В. Н. Кочет, Д. Л. Бондарев // Вісник ДНУ. Біологія, екологія. – 2005. – Вип. 13, т. 1. – Д.: ДНУ. – С. 185–201.
2. *Аспекты аутоклиматизации рыб в Днепровском (Запорожском) водохранилище* / Р.А. Новицкий, О.А. Христов, В. Н. Кочет, Д.Л. Бондарев // Вісник ДНУ. Біологія, екологія. – Вип. 10, т. 1. – Дніпропетровськ: ДНУ, 2002. – С. 87–90.
3. *Барановский Б.А.* Влияние режима освещенности прибрежной зоны озера Княгиня на состав макрофитных биогидроценозов / Б.А. Барановский, И.А. Иванько, Н.И. Загубиженко // Вісник ДНУ. Біологія, екологія. – Вип. 13, т. 2. – Д.: ДНУ, 2005. – С. 3–7.
4. *Беспозвоночные и рыбы Днепра и его водохранилищ* /Под ред. Г.И. Щербакова. – К.: Наук. думка, 1989. – С. 12–14.
5. *Біологічне різноманіття України. Дніпропетровська область. Круглороті (Cyclostomata). Риби (Pisces)* / В.Л. Булахов, Р.О. Новицький, О.Є. Пахомов, О.О. Христов – Д.: Вид-во Дніпропетр. ун-ту, 2008. – 304 с.
6. *Загубиженко Н.И.* Распространение водяного ослика *Jaera sarsi* Valk. (Crustacea, Isopoda) в Запорожском водохранилище / Н.И.Загубиженко // Вісник ДНУ. Біологія, екологія. – 2001. – Вип. 9, т. 1. – Д.: ДНУ. – С. 14–18.
7. *Короткий Й.І.* Нотатки про іхтіофауну Дніпровського водосховища / Й.І. Короткий // 36. робіт біол. фак. ДДУ. – 1938. – Вип. 2. – С. 49–54.
8. *Кочет В.Н.* Современное состояние фауны рыб р. Орель / Кочет В.Н., Христов О.А. // Наука і освіта-98: мат-ли 1-ї міжн. конф. – Д., 1998. – Т. 2. Екологія. Біологія. – С. 998.
9. *Методика збору і обробки іхтіологічних та гідробіологічних матеріалів.* – К.: Ін-т рибн. госп-ва, 1998. – 67 с.
10. *Новицкий Р.А.* О находках китайского мохнаторукого краба *Eriocheir sinensis* (Decapoda) в днепровских водохранилищах/ Р.А. Новицкий // Вісн. зоології. – 2003. – Т. 37, вип. 3. – С. 30.
11. *Новицкий Р.О.* Бичок пуголовка Браунера *Benthophiloides brauneri* Beling et Pjin, 1927 (Gobiidae, Perciformes) – новый вид іхтіофауны Дніпровського (Запорізького) водосховища / Р.О. Новицький, О.О. Христов, Д.Л. Бондарев //Вісн. зоології. – 2008. – Т. 42, вип. 6. – С. 524.
12. *О биоразнообразии гидробионтов в водоемах степной зоны Украины* / Б. А. Барановский, Н.И. Загубиженко, Р.А. Новицкий, О.А. Христов // Довкілля – ХХІ: Мат-ли молодіжної наук. конф., Дніпропетровськ, 23–24 жовтня 2002 року. – Ін-т проблем природокористування і екології НАН України. – Д.: ІППЕ, 2002. – Ч. II. – С. 40–41.
13. *Правдин И.Ф.* Руководство по изучению рыб (преимущественно пресноводных)/ И.Ф. Правдин . – М.: Пищ. пром-сть, 1966. – 376 с.
14. *Христов О.А.* Качественное изменение ихтиофауны Днепровского водохранилища: кризис хищных видов рыб и меры по его предотвращению / Христов О.А., Новицкий Р.А. /Франція та Україна, наук.-практ. досвід у контексті діалогу національних культур: мат. IV міжн. конф. – Дніпропетровськ, 1997. – Т. 2, ч. 2. – С. 58.
15. *Экзотические рыбы на водоемах Днепропетровской области* / В.Н. Кочет, Р.А. Новицкий, О.А. Христов, И.П. Ушаповский // Рыбное хозяйство Украины. – 2002. – № 3–4. – С. 16.
16. *Экологическая оценка состояния рыбных запасов Запорожского водохранилища и пути их повышения* / С.Н. Ермилов, Н.И. Загубиженко, С.Н. Тарасенко, О. А. Христов // Проблемы рационального использования и охраны водных ресурсов бассейна нижнего Днепра. – Д., ДГУ, 1991. – С. 29–30.

Р.О. Новицкий

Днепропетровский национальный университет им. Олеся Гончара, Украина

НОВЫЕ ВИДЫ ГИДРОБИОНТОВ–АВТОВСЕЛЕНЦЕВ В ДНЕПРОВСКОМ ВОДОХРАНИЛИЩЕ

В Днепровском (Запорожском) водохранилище продолжается интенсивный процесс фауногенеза. За период с 2000 г. по 2009 г. только фауна рыб и водных беспозвоночных обогатилась 6 новыми видами-аутовселенцами (*Benthophiloides brauneri* (Perciformes), *Synurella ambulans* (Amphipoda), *Rivulogammarus kischineffensis* (Amphipoda), *Eriocheir sinensis* и *Rhithropanopeus harrisii* (Decapoda), *Katamysis warpachowskyi* (Mysidacea)), которые значительно расширяют свои исторические ареалы в Украине.

Ключевые слова: фауногенез, инвазия, Днепровское водохранилище

Р.О. Novitskiy

Oles Honchar Dnipropetrovsk National University, Ukraine

NEW TYPES OF GIDROBIONT-SELFESTABLISHMENT ARE IN DNIEPER RESERVOIR

The intensive of faunogenesis in the Dnieper reservoir. For period from 2000 to 2009 only the fauna of fishess and water invertebrates was enriched 6 new gidrobiont-selfestabishment (*Benthophiloides brauneri*

(Perciformes), *Synurella ambulans* (Amphipoda), *Rivulogammarus kischineffensis* (Amphipoda), *Eriocheir sinensis* and *Rhithropanopeus harrisi* (Decapoda), *Katamysis warpachowskyi* (Mysidacea)), which considerably extend the historical natural habitats in Ukraine.

Key words: faunogenesis, invasion, Dniper reservoir

УДК (574.63: 581.526.323) (285.33)

О.П. ОКСЮК, О.А. ДАВИДОВ, Ю.Г. КАРПЕЗО

Інститут гідробіології НАН України
пр-т Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210

МІКРОФІТОБЕНТОС КАХОВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА В СУЧАСНИЙ ПЕРІОД

Розглянуті склад та кількісні показники мікрофітобентосу Каховського водосховища в сучасний період, якому притаманні сформовані стабільні угруповання донних водоростей. Наведено характеристику альгоценозів мікрофітобентосу в річковій та розширеній середній частинах водосховища.

Ключові слова: мікрофітобентос, альгоценози, Каховське водосховище

Мікрофітобентос Каховського водосховища в найперший період його існування від 1956 р. до 1963 р. вивчала К.С. Владимірова [1]. В подальшому дослідження мали фрагментарний характер [8], чим обумовлена необхідність детального розгляду цієї проблеми.

Матеріал і методи досліджень

Проби мікрофітобентосу відбирали в 2005 р. мікробентометром МБ-ТЄ від уріза води до глибини 6,0 м. Чисельність водоростей визначали на рахунковій платівці в краплі об'ємом 0,1 см³; біомасу розраховували методом геометричної подібності, а для більшості діатомових водоростей за площею ступки й товщиною клітини.

Ценологічний аналіз угруповань мікрофітобентосу виконували на основі еколого-флористичного підходу з застосуванням принципів методу Браун-Бланке, адаптованому до мікрофітобентосу [6, 7].

Результати досліджень та їх обговорення

В районі м. Запоріжжя проби мікрофітобентосу відібрані в піщаних ґрунтах в трьох кілометрах нижче греблі Запорізької ГЕС. Негативний вплив на угруповання мікрофітобентосу спричиняє посилена динаміка водних мас через великі коливання рівня води та швидкості течії впродовж доби внаслідок пікового режиму роботи ГЕС.

В прибережній зоні (0–1,5 м) вегетує альгоценоз *Staurosira construens* Ehr. + *Melosira varians* Ag., сформований в основному літоральними евритопними діатомовими водоростями [5]. В глибоководній зоні (2,0–6,0 м) спостерігаються фрагменти альгоценозу *Cymatopleura elliptica* (Bréb.) W. Sm. + *Surirella biseriata* Bréb.

В структурі мікрофітобентосу в обох альгоценозах домінували бентонти, котрі складали 60–80% видового багатства, 70–80% чисельності, 90% біомаси. Роль алохтонних форм, що осідають на дно з фітопланктону чи перифітону, несуттєва.

Слід відмітити значну участь в альгоценозах нитчастих синьозелених водоростей, котрі становили в середньому 16% кількості видів бентонтів (до 35% на окремих горизонтах), 50 (до 80) % чисельності, 12 (20) % біомаси.

Кількісні показники через несприятливі гідродинамічні умови досить низькі. Чисельність бентонтів в середньому близько 26 тис. кл/10 см², на окремих горизонтах – 42 тис. кл/10 см²; разом з алохтонами – 31 тис. кл/10 см² та 56 тис. кл/10 см² відповідно. Біомаса бентонтів коливалася в межах 0,006–0,043 (в середньому 0,023) мг/10 см²; біомаса алохтонів не перевищувала 0,002 мг/10 см².

Домінантами й субдомінантами найчастіше були основні діагностичні й характерні види: *Staurosira construens*, *Melosira varians*, *Pseudostaurosira brevistriata* (Grun.) Will. et Round,

Cymatopleura solea (Bréb.) W. Sm., *Navicula cryptocephala* Kütz., *Amphora ovalis* Kütz., *Nitzschia sigmaidea* (Nitzsch) W. Sm., *Oscillatoria limosa* Ag., *O. tenuis* Ag.

В районі с. Нижня Хортиця (7 км нижче Запорізької ГЕС) внутрішньодобові коливання рівня води й проточності ще досить значні, але менші, ніж в м. Запоріжжя. Характер мікрофітобентосу аналогічний попередній станції, однак кількісні показники дещо вищі.

На окремих горизонтах чисельність бентонтів досягала 75 тис. кл/10 см², а разом з алохтонами – 112 тис. кл/10 см² через осідання планктонів, зокрема *Microcystis aeruginosa* Kütz. emend. Elenk. В середньому по вертикальному профілю дна чисельність бентонтів була близькою до 30 тис. кл/10 см², а в цілому – 48 тис. кл/10 см². Біомаса бентонтів коливалась в межах 0,014–0,077 (в середньому 0,042) мг/10 см²; алохтони утворювали незначну біомасу – від 0,003 мг/10 см² до 0,014 мг/10 см² на окремих горизонтах, 0,009 мг/10 см² в середньому.

Станція біля с. Біленьке розташована в 25 км нижче греблі Запорізької ГЕС в нижній ділянці річкової частини водосховища, де коливання рівня води невеликі. Склад й вертикальне розташування донних альгоценозів тут має перехідний характер між річковою та середньою розширеною частиною водосховища. В середній частині водосховища коливання рівня води відсутні. Зокрема, в прибережній зоні зустрічаються представники крупних діатомових водоростей, а вегетація літорального альгоценозу обмежена, що є властивим середній частині водосховища.

В літоральній зоні ще реєструється альгоценоз *Staurosira construens* + *Melosira varians*. Поряд з цим були присутні крупні діатомові водорості, наприклад, види роду *Surirella* (*S. biseriata*, *S. linearis* W. Sm.), властиві глибоководному альгоценозу річкової частини; часто й у великій кількості зустрічається *Amphora ovalis*, котра є одним з основних діагностичних видів донного альгоценозу середньої частини водосховища.

На всіх горизонтах в мікрофітобентосі домінували бентонти; які в середньому становили більше 65% кількості видів, 60% чисельності й 80% біомаси.

Суттєве значення мали нитчасті синьозелені водорості, частка яких становила в середньому 20% видового складу бентонтів (на окремих горизонтах більше 30%), 60 (до 90) %, чисельності, 33 (до 53) % біомаси.

Показники чисельності мікрофітобентосу дещо більші, ніж на попередніх станціях. Бентонти в середньому становили 50 (до 110) тис. кл/10 см². Досить великою кількістю представлені алохтони, зокрема за рахунок перифітонтів, тому загальна чисельність в середньому перевищувала 80 тис. кл/10 см², сягаючи 150 тис. кл/10 см² на окремих горизонтах. Біомаса мікрофітобентосу реєструвалася приблизно на тому ж рівні, що й на попередній станції.

Середня розширена частина водосховища відзначається відсутністю внутрішньо-добового коливання рівня води, що сприяє вегетації донного альгоценозу з провідною роллю крупних діатомових водоростей, не лише на глибоководі, як в річковій частині, а й в літоральній зоні.

Біля м. Нікополь, (67 км від греблі Запорізької ГЕС) по всьому вертикальному профілю поширений альгоценоз *Cymatopleura elliptica* + *Amphora ovalis*. Характерними видами є *Surirella linearis*, *S. splendida* (Ehr.) Kütz., *Nitzschia sigmaidea*, *Navicula cryptocephala*, *Oscillatoria limosa*, *O. tenuis*.

З алохтонів часто трапляються планктони: *Microcystis aeruginosa*, *Stephanodiscus hantzschii* Grun., *Aulacoseira granulata* (Ehr.) Sim., *Desmodesmus communis* (Hegew.) Hegew. З перифітонтів досить численні *Diatoma vulgare* Bory і види роду *Cymbella*, що вегетують на дамбах, котрими укріплені береги, і вищих водних рослинах.

Структура мікрофітобентосу характеризується переважанням бентонтів за біомасою (в середньому більше 70%) та майже рівною долею бентонтів і алохтонів у видовому складі й чисельності.

Серед бентонтів визначну роль відіграють крупні діатомові водорості, на долю яких припадає в середньому 6 (до 15) % видового складу, 15 (до 65) % біомаси й близько 1% чисельності. Досить значна участь в альгоценозі нитчастих синьозелених водоростей, особливо за чисельністю – в середньому 45 (до 80) %, 13 (до 23) % за кількістю видів, 5 (до 15) % за біомасою.

Кількісні показники мікрофітобентосу набагато вищі, ніж в річковій частині. Середня чисельність бентонтів перевищувала 70 тис., сягаючи на окремих горизонтах 190 тис. кл/10 см², а разом з алохтонами – в середньому 186 тис. кл/10 см², до 350 тис. кл/10 см². Біомаса бентонтів дорівнювала 0,124 (до 0,371) мг/10 см², мікрофітобентосу загалом – 0,152 (до 0,444) мг/10 см².

Біля с. Покровське (80 км нижче греблі Запорізької ГЕС) склад і вертикальне розташування донного альгоценозу аналогічні таким на попередній станції.

Кількісні показники мікрофітобентосу досить високі; а за біомасою навіть дещо більші, ніж біля м. Нікополь. Чисельність бентонтів в середньому близько 74 тис. кл/10 см², на окремих

горизонтах до 170 тис. кл/10 см². Загальна чисельність завдяки осіданню на дно алохтонів вдвічі вища: 138 тис. кл/10 см² в середньому, максимальна – 344 тис. кл/10 см². Біомаса бентонітів дорівнювала в середньому 0,165 мг/10 см², на окремих горизонтах до 0,451 мг/10 см². Алохтони не утворювали значної біомаси, тому загальна біомаса мікрофітобентосу – 0,187 мг/10 см² в середньому, 0,499 мг/10 см² на окремих горизонтах.

Висновки

Загалом альгоценози мікрофітобентосу в річковій та розширеній середній частинах Каховського водосховища в сучасний період такі ж, як і у відповідних частинах Канівського водосховища [2, 4]. Разом з тим, в Каховському водосховищі завдяки вищому рівню трофності, чисельність і біомаса водоростей в донних альгоценозах набагато більші, ніж в Канівському. Цьому ж фактору, а також південному розташуванню, завдячує значно вагоміша роль в мікрофітобентосі Каховського водосховища нитчастих синьозелених водоростей, що відмічала ще К.С. Владимирова [1]. Кількісні показники мікрофітобентосу в сучасний період перебувають на рівні спостережених в 70–80-х рр. минулого століття; вони суттєво нижчі зареєстрованих в перші роки існування Каховського водосховища [8].

Сучасний період відзначається стабілізацією гідробіологічного режиму водосховищ дніпровського каскаду [3, 4]. В них, зокрема Каховському водосховищі, сформувалися стійкі альгоценози мікрофітобентосу як усталені угруповання донних водоростей в певних екотопах [2, 7].

1. Владимирова К.С. Фитомикробентос Днепра, его водохранилищ и Днепро-Бугского лимана / К.С. Владимирова. – К.: Наук. думка, 1978. – 228 с.
2. Донная растительность речного участка Каневского водохранилища / О.П. Оксик, О.А. Давыдов, Т.Н. Дьяченко [и др.]. – К.: ЛОГОС, 2005. – 40с.
3. Оксик О.П. Методические принципы оценки экологического состояния водных объектов по микрофитобентосу / Оксик О.П., Давыдов О.А. // Гидробиол. журн. – 2006. – Т. 42, № 2. – С. 98–112.
4. Оксик О.П. Оценка экологического состояния водных объектов по микрофитобентосу / Оксик О.П., Давыдов О.А. – К.: ЛОГОС, 2006. – 32 с.
5. Оксик О.П. Эколого-морфологическая структура микрофитобентоса / О.П. Оксик, О.А. Давыдов, Ю.И. Карпезо // Гидробиол. журн. – 2008. – Т. 44, № 6. – С. 15–28.
6. Оксик О.П. Оценка экологического состояния водных объектов по фитопланктону и фитобентосу (на примере украинского участка Дуная) / О.П. Оксик, О.А. Давыдов, Ю.И. Карпезо // Гидробиол. журн. – 2009. – Т. 45, № 2. – С. 3–12.
7. Оксик О.П. Применение метода Браун-Бланке при ценологическом анализе микрофитобентоса / О.П. Оксик, О.А. Давыдов, Г.В. Меленчук // Гидробиол. журн. – 2004. – Т. 40, № 5. – С. 101–114.
8. Растительность и бактериальное население Днепра и его водохранилищ / Л.А.Сиренко, И.Л. Корелякова, Л.Е. Михайленко [и др.]. – К.: Наук. думка, 1989. – 232 с.

О.П. Оксик, О.А. Давыдов, Ю.Г. Карпезо

Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

МИКРОФИТОБЕНТОС КАХОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА В СОВРЕМЕННЫЙ ПЕРИОД

Рассмотрены состав и обилие микрофитобентоса Каховского водохранилища в современный период, которому свойственны сформированные стабильные сообщества донных водорослей. Дана характеристика альгоценозов микрофитобентоса в речной и расширенной средней частях водохранилища.

Ключевые слова: микрофитобентос, альгоценозы, Каховское водохранилище

O.P. Oksiyuk, O.A. Davydov, Yu.G. Karpezo

Institute hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

MICROPHYTOBENTHOS OF KAKHOVKA-RESERVOIR IN A MODERN PERIOD

The contemporary composition and abundance of the Kakhovka-reservoir microphytobenthos communities are considered. The benthic algocenoses of the river and middle parts of the reservoir are characterized.

Key words: microphytobenthos, algocenoses, Kakhovka-reservoir

УДК [582.232]

М.Ю. ОМЕЛЬЯНЕНКО¹, Н.М. ЛЯЛЮК²¹Інститут ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України

вул. Терещенківська, 2, Київ 01601

²Донецький національний університет

вул. Щорса, 46, Донецьк 83050, Україна

ОСОБЛИВОСТІ СКЛАДУ ТА КІЛЬКІСНОГО РОЗВИТКУ ФІТОПЛАНКТОНУ МАЛИХ РІЧОК ПІВНІЧНОГО ПРИАЗОВ'Я

Фітопланктон малих річок Північного приазов'я представлений 135 видами з домінуванням Chlorophyta і Bacillariophyta, які також формували основу чисельності та біомаси. Максимум чисельності й біомаси спостерігався в літній період. В екологічному різноманітті переважали водорості, характерні для водойм з уповільненим водообміном, олігогалоб-індиферентні, алкаліфільні форми.

Ключові слова: малі річки, фітопланктон, чисельність, біомаса, екологічний аналіз

Малі водотоки Донбасу є винятковими водними об'єктами внаслідок специфічного клімату, геолого-морфологічної будови та особливостей багатопрофільного використання існуючих вкрай обмежених обсягів води. Формування альгоугруповань відбувається в екстремальних, мінливих умовах (річних, місячних, добових) забруднення басейну, русел (нафтопродуктами, мінеральними солями, пестицидами тощо). Малі річки Приазов'я суттєво впливають на гідрохімічний, гідрологічний режим Таганрозької затоки Азовського моря, в басейн якого вони входять.

В літературі відомості щодо особливостей формування альгоугруповань малих річок Донбасу вкрай обмежені [4], що обумовлене низкою об'єктивних причин, головною з яких є гідрологічний режим річок, які в межений період у більшості випадків пересихають.

Матеріал і методи досліджень

Досліджено малі річки Північного Приазов'я: Полкова, Сухий Кальчик, Малий Кальчик, Великий Кальчик (2003–2009 рр.). Для альгологічного аналізу використовували фіксовані 4-% розчином формальдегіду. Проби фітопланктону сконцентровані на мембранних фільтрах «Владіпор». Мікроскопічний аналіз здійснювали на мікроскопах МБР-3 і МБІ-3 з збільшенням 40^x, 90^x.

Визначення видової приналежності здійснювали за визначниками водоростей прісних водойм. Чисельність водоростей підраховували у камері Нажжота об'ємом 0,02 см³. Для обчислення біомаси водоростей використовували лічильно-об'ємний метод. Об'єм клітин водоростей визначали стереометричним методом. Екологічний аналіз включав визначення груп водоростей-індикаторів реофільності, мінералізації, рН води, температурних умов, сапробності [2, 3].

Результати досліджень та їх обговорення

У фітопланктоні відмічено 135 видів водоростей 7 відділів (Cyanoprokaryota, Euglenophyta, Dinophyta, Chrysophyta, Xanthophyta, Chlorophyta, Bacillariophyta). Ядро альгофлори складали представники відділів Chlorophyta та Bacillariophyta (сумарно 82% від загальної кількості визначених таксонів). Менш чисельними були синьозелені водорості (9% від загальної кількості видів). Найчастіше в планктоні траплялися представники родів *Desmodesmus* (Chodat) An et al. та *Oocystis* A. Braun, а також *Nitzschia* Hassal, *Synedra* Ehrenb.

За видовою різноманітністю вирізнялися р. Сухий Кальчик. Найчисельнішими за кількістю видів та родів були відділи Chlorophyta і Bacillariophyta. Кілька видів відносилися до відділів Cyanoprokaryota та Euglenophyta. Ядро альгофлори р. Сухий Кальчик формувало хлорококово-діатомовий комплекс з значною різноманітністю основних компонентів. Найчастіше в пробах фітопланктону траплялися види: *Navicula crucigera* (W.Sm.) Cleve, *Synedra ulna* (Nitzsch.) Ehrenb. Середню частоту трапляння мали види *Ulothrix zonata* Kütz, *Fragilaria virescens* Ralfs. Спорадично в пробах зустрічали *Microcystis aeruginosa* (Kütz.) Kütz.

У фітопланктоні р. Малий Кальчик визначено 88 видів. Провідний комплекс видів річки формували *Cymbella cymbiformis* Ehrenb., *Euglena polymorpha* P.A Dang. Середню частоту трапляння мали види *Stephanodiscus hantzschii* Grunow, *Oscillatoria planctonica* Wolosz. Спорадично в пробах фітопланктону зустрічали *Siderocetes ornata* Ehrenb., *Chlamydomonas* sp.

Менш різноманітним був фітопланктон р. Полкової (78 видів). Найчисельнішим за числом видів відзначений відділ Bacillariophyta; дещо поступалися за кількістю видів та родів відділи Cyanoprokaryota і Euglenophyta, найменшим видовим та родовим різноманіттям у фітопланктоні характеризувалися відділи Dinophyta, Xantophyta та Chrysophyta. Найбільшою частотою трапляння відзначалися види *Cymbella affinis* Kutz., *Euglena acus* Ehrenb. Ядро альгофлори р. Полкової – діатомово-хлорококовий комплекс з незначною кількістю синьозелених, вольвоксових та евгленофітових водоростей.

Видове різноманіття фітопланктону р. Великий Кальчик є низьким, бо у фітопланктоні визначено 70 видів. Найчастіше у пробах були відзначені види *Diatoma ovalis* Fricke, *Nitzschia amphibia* Grunow. У фітопланктоні формувався діатомово-хлорококовий комплекс з незначною участю синьозелених, вольвоксових та евгленофітових водоростей.

Вивчення кількісних характеристик показало, що в середньому за рік чисельність фітопланктону складає 2344 кл/дм³, а біомаса – 0,515 мг/дм³. Мінімальні середньорічні значення чисельності та біомаси відзначені для р. Великий Кальчик (чисельність – 312 кл/дм³, а біомаса – 0,182 мг/дм³). У планктоні за чисельністю домінували зелені водорості (1900,5 кл/дм³), за біомасою – діатомові водорості (1,1477 мг/дм³). У розвитку угруповань водоростей відзначено два періоди “цвітіння” – влітку та восени, коли чисельність збільшувалася до 3771 кл/дм³ та біомаса до 2,1894 мг/дм³.

Визначення динаміки кількісних показників для р. Малий Кальчик виявило, що у фітопланктоні річки за чисельністю домінували водорості відділу Cyanoprokaryota (47943 кл/дм³), за біомасою – Bacillariophyta (2,0696 мг/дм³) та Chlorophyta, (2,0876 мг/дм³), які найчастіше траплялися в літніх пробах.

У результаті досліджень сезонної динаміки фітопланктону р. Сухий Кальчик було визначено, що найбільший показник чисельності мали синьозелені водорості (33282 кл/дм³), які розвивалися в серпні, а найбільший показник біомаси був визначений для діатомових водоростей (5,3911 мг/дм³), які розвивалися протягом усіх сезонів.

Результати розрахунків чисельності та біомаси за сезонами для р. Полкова виявили, що за чисельністю домінували водорості відділів Cyanoprokaryota (3492 кл/дм³) та Bacillariophyta (2619 кл/дм³), а за біомасою – Bacillariophyta (5,271 мг/дм³), які більше розвивалися в серпні. Водорості відділу Chlorophyta розвивалися протягом усіх сезонів з середньою чисельністю від 12±0,011 кл/дм³ до 1131±20,12 кл/дм³, біомасою – від 0,003±0,0001 мг/дм³ до 0,2083±0,0007 мг/дм³.

Сезонна динаміка кількісних показників мала один максимум у жовтні. Мінімуми для різних річок не збігаються: для річок Сухий Кальчик і Полкова мінімум відзначений у лютому, а для річок Малий та Великий Кальчик – у травні.

Екологічний аналіз альгофлори малих річок Північного Приазов'я включав визначення приуроченості водоростей до рухливості середовища (реофільність), умов мінералізації (галобність), кислотності (рН середовища), відношення до температурного режиму. Аналізуючи отримані дані малих річок з реофільності, можна помітити, що більшість видів альгофлори відносили до таких, що вегетують у водоймах з уповільненим водообміном. Менше представників текучих вод: для р. Сухий Кальчик визначено 6 видів, для р. Полкова – 1 вид, а для річок Малий Кальчик та Великий Кальчик взагалі ці види були відсутні. Отже, у річках Північного Приазов'я спостерігається спокійний плин води.

Визначено приуроченість видів у річках за галобністю: більшість видів альгофлори малих річок Донбасу відносили до групи олігогалобіндіферентів, найбільша кількість таких видів (42) визначена для р. Сухий Кальчик, 39 та 33 види – для річок Полкова і Малий Кальчик відповідно, й 28 видів – для р. Великий Кальчик.

Також були визначені в незначній кількості види олігогалобгалофіли, які є показниками прісноводних або слабко солонуватоводних умов. Для всіх малих річок найменша кількість видів водоростей (3 види) відносилися до мезогалобів – видів, які мешкають у солоних водах.

Отже, можна зробити висновки про те, що вода річок Полкова, Сухий Кальчик, Малий Кальчик та Великої Кальчик є прісною або слабкосолоною.

Аналіз даних розподілу видів водоростей за умовами кислотності показав, що в малих річках Донбасу зустрічалися алкафіли, ацидофіли, алкалібійонти та нейтрофіли. У річках Полкова та Великий Кальчик більшість складали алкафіли (по 22 види) та нейтрофіл (по 12 видів водоростей). У складі угруповань водоростей даних річок відзначені також алкалібійонти та ацидофіли.

У р. Сухий Кальчик більшість видів (19) також були алкафілами, менше представлені були нейтрофіли й алкаліобіонти, а ацидофілів визначено взагалі не було. Для р. Малий Кальчик було визначено однакову кількість алкафілів та нейтрофілів (по 15 видів). Менше було алкаліобіонтів (3 види) та 1 вид ацидофіли. Отже, аналіз даних свідчив про те, що в малих річках Донбасу води нейтрально-слабколузні.

За температурою води серед визначених видів у всіх річках домінували помірно-водні види. Серед водоростей зустрічали також види, які характерні для холодних та евритермних умов, проте їх кількість була незначною (1–2 види).

Визначення середньої сапробності біоценозу річок Великий, Малий, Сухий Кальчики та Полкова (за Пантле та Букком) показало, що індекс сапробності був на рівні від 1,92 до 2,20 та екосистеми річок відносились до β -мезосапробної зони (зони помірного забруднення). Розрахунок середньої сапробної валентності (за Зелінкой та Марваном) підтвердив результати визначення індексу сапробності. Співставлення сапробних валентностей виявило тенденцію зміщення рівня сапробності в олігосапробну зону для р. Великий Кальчик, тобто зону щодо чистих вод. Для річок Малий, Сухий Кальчики та р. Полкова відмічено зміщення сапробної валентності у α -мезосапробну зону, тобто зону більшого забруднення, що свідчить про можливість погіршення екологічного стану річок, якщо антропогенний вплив на екосистему річки не зменшиться.

Висновки

У фітопланктоні малих річок Північного Приазов'я: Полкової, Сухого Кальчика, Малий Кальчика, Великого Кальчика визначено 135 видів водоростей 7 відділів (Cyanoprokaryota, Euglenophyta, Dinophyta, Chrysophyta, Xanthophyta, Chlorophyta, Bacillariophyta). Ядро альгофлори складала Chlorophyta та Bacillariophyta (сумарно 82% від загальної кількості альгофлори). Відмічено переважання водоростей водойм з уповільненим водообміном – олігогалоб-індиферентних, алкафільних, характерних для водойм з помірним температурним режимом.

Сезонна динаміка чисельності та біомаси мала один максимум влітку. Чисельність фітопланктону визначали синьозелені та зелені водорості, а біомасу – діатомові водорості.

За результатами біоіндикаційного аналізу всі досліджені річки відносились до β -мезосапробної зони (III клас якості води [1]). Екосистема р. Великий Кальчик здатна до самовідновлення (є тенденція зміщення рівня сапробності в олігосапробну зону), а для річок Малий Кальчик, Сухий Кальчик та Полкова відзначено погіршення екологічного стану (зміщення рівня сапробності в α -мезосапробну зону).

1. *Барінова С.С.* Атлас водорослей-индикаторов сапробности / Барінова С.С., Медведєва Л.А. – Владивосток: Дальнаука, 1996. – 364 с.
2. *Липеровская Е.С.* Определение сапробности по Пантле и Букку при изучении санитарного состояния реки / Е.С. Липеровская, Н.В. Пчелкина // Теория и практика биологического самоочищения загрязненных вод. – М.: Наука, 1972. – С. 158–168.
3. *Макрушин А.В.* Биологический анализ качества вод / А.В. Макрушин. – Ленинград: Зоол. Ин-т Всесоюз. гидробиол. об-ва, 1974. – С. 3–19.
4. *Омельяненко М.Ю.* Альгофлора малих річок Донбасу / М.Ю. Омельяненко, Н.М. Лялюк // Зб. мат. IV міжн. наук. конф. аспірт. та студ. «Молодь і поступ біології». – Львів, 2008. – С. 212–213.

М.Ю. Омельяненко¹, Н.М. Лялюк²

¹Інститут ботаники ім. Н.Г. Холодного НАН України, Київ

²Донецький національний університет, Україна

ОСОБЕННОСТИ СОСТАВА И КОЛИЧЕСТВЕННОЕ РАЗВИТИЕ ФИТОПЛАНКТОНА МАЛЫХ РЕК СЕВЕРНОГО ПРИАЗОВЬЯ

Фитопланктон малых рек Северного Приазовья представлен 135 видами с доминированием Chlorophyta и Bacillariophyta, которые также формировали основу численности и биомассы. Максимум численности и биомассы наблюдался в летний период. В экологическом разнообразии преобладали водоросли, характерные для водоемов с замедленным водообменом, олигогалоб-индифференты, алкалифильные формы.

Ключевые слова: малые реки, фитопланктон, численность, биомасса, экологический анализ

M.Yu. Omel'yanenko¹, N.M. Lyalyuk²

¹ M.G. Kholodny Institute of Botany of the NAS of Ukraine, Kyiv

² Donetsk National University, Ukraine

FEATURES OF COMPOSITION AND QUANTITATIVE DEVELOPMENT OF PHYTOPLANKTON OF THE SMALL RIVERS OF NORTH PRIAZOV'YA

The phytoplankton of the Azov sea coast small rivers comprised 135 species and was dominated by Chlorophyta and Bacillariophyta, which also formed the main part of its number and biomass. The number and biomass maximum was observed in summer season. In ecological diversity the algae, typical for water-bodies with slow circulation, oligohalob-indifferent, alkaliphilic forms prevailed.

Key words: small rivers, phytoplankton, quantity, biomass, ecological analysis

УДК 504.064.3:582.574.4(477.42)

В.М. ПАЗИЧ

Житомирський національний агроекологічний університет

вул. Старий бульвар, 7, Житомир 10008, Україна

РІСТ І РОЗВИТОК ЕЙХОРНІЇ ПРЕКРАСНОЇ В ЗАБРУДНеноМУ ВОДНОМУ СЕРЕДОВИЩІ

Представлено результати вивчення еколого-біологічних особливостей водної рослини виду *Eichornia crassipes* та її здатності зростати у різних за забрудненням водних розчинах при різних температурних режимах водного та повітряного середовища.

Ключові слова: Ейхорнія, забруднення, гідробіонти, фітомаса, ріст, вегетація, середовище

Ейхорнія прекрасна (*Eichornia crassipes*), більше відома як водяний гіацинт – рослина родини Понтедерієвих (*Pontederiaceae*). Вид *E. crassipes* описаний в багатьох джерелах науково-технічної літератури [1–5, 7]. Використання ейхорнії для біологічної очистки забруднених стічних вод в умовах Полісся показало високу ефективність [1, 6].

Ейхорнія типовий гідрофіт. За еколого-біологічними особливостями та умовами місцезростання відноситься до групи рослин з плаваючим на поверхні води листям. Це рослина, що зростає на мілководді біля берегів рік, озер, ставків, каналів тощо, в основному у водоймищах тропічних і субтропічних районів Південної Америки, може вкривати суцільними заростями непроточні частини озер і ставків [4].

Ейхорнія – це вища рослина, розмноження якої в умовах, коли температура води не перевищує 25 °С, відбувається виключно вегетативно. Однак там, де температура води піднімається до 32–35 °С, можливим є і насіннєве розмноження.

Матеріал і методи досліджень

Найбільш інтенсивно рослини розростаються в прибережних частинах зон водойм з помірними течіями, постійним рівнем води і слабких хвиле-вітровим перемішуванням. Процеси заростання відкритих мілководних ділянок обмежують хвиле-вітрові процеси. Ейхорнія розселяється переважно до глибини 2,5 м і менше.

В зоні Полісся період вегетації ейхорнія може продовжуватися від 4 до 7 місяців. В осінній період, при досягненні середньої температури води нижче 14 °С, водний гіацинт, захищений від вітру, може переносити короточасні зниження температури до 6° у нічні год. і при цьому виглядає цілком життєздатним, без ознак відмирання. Однак приріст маси рослини припиняється.

Водний гіацинт розмножується тільки в безморозний період і тому її вегетацію неважко контролювати. Безконтрольне розмноження та розповсюдження ейхорнії у водоймах Поліського регіону є неможливим, зокрема, немає умов для проростання насіння, а суворі зими Поліського регіону призводять до цілковитого вимерзання вегетативної маси рослин ейхорнії, що залишилися у водоймі.

Спостереження за життєдіяльністю рослин водного гіacinту показали, що дана рослина успішно адаптувалася до умов забрудненого і чистого водного середовища, оскільки фітомаса рослин збільшувалася досить швидкими темпами, та утворювала до 8–15 дочірніх рослин за місяць.

Результати досліджень та їх обговорення

Дослідження рослин, що зростали в різних за забрудненням середовищах: водоймищі, у яке надходять стоки, що містять пульпу після обробки граніту (м.Коростишів) мали темно-зелене забарвлення, черешки листків мали насичений зелений колір. Діаметр черешків коливався в межах $4,5 \pm 1,5$ см. Ріст кореневої системи знаходився в нормі – до 1 см на тиждень. Війки на кореневій системі мали довжину $0,5 \pm 0,2$ см, мали чорне забарвлення та були повністю оброслі брудом, та у відносно чистому водоймищі (околиці м.Житомир) впродовж одного тижня показали, що рослини суттєво різнилися між собою за рядом показників, мали світло-зелене забарвлення листя, черешки листків були білого кольору, з легким зеленуватим відтінком, приріст кореневої системи відбувався інтенсивно (3 ± 1 см за тиждень), війки кореневої системи мали довжину $1,0 \pm 0,5$ см, мали світле забарвлення. Діаметр черешків листків сягав $7 \pm 1,5$ см.

Така різниця в розвитку рослин пояснюється тим, що у першому випадку всі ці ознаки пов'язані з нестачею органічних та мінеральних речовин у воді, а отже необхідністю збільшення площі кореневої системи за допомогою якої рослина поглинає забруднювачі із води (подовжені війки кореневої системи, довша коренева система). В чистому середовищі порівняно з забрудненим спостерігається збільшення діаметру черешків листків (табл. 1).

Таблиця 1

Ріст і розвиток рослин водного гіacinту при різних умовах зростання (2008-2009 рр.)

Показник	Умови зростання рослин	
	забруднене середовище	чисте середовище
Колір рослин	темно-зелений	яскраво-зелений
Висота надводної частини, см	34 ± 5	27 ± 7
Діаметр надводної частини, см	45 ± 5	37 ± 8
Довжина підводної частини, см	43 ± 3	35 ± 5
Кількість листків на одній рослині, шт.	20 ± 5	15 ± 5
Площа листової пластинки, см^2	43 ± 7	27 ± 3
Швидкість розмноження, шт./місяць з однієї рослини	13 ± 3	9 ± 3
Вага рослини, г	230 ± 30	190 ± 30
Продуктивність біомаси, т/га	1250 ± 40	900 ± 30

В даних умовах рослини були великі за розмірами, часом діаметром сягали навіть 45 ± 5 см, листя було темно-зеленого насиченого кольору. Рослини дуже швидко та у великій кількості утворювали бічні пагони з дочірніми рослинами, приріст становив до 13 ± 3 штук на одиницю розсади на місяць, а в деяких випадках сягав 15-18 шт. Кількість листків на одній рослині становила до 20 ± 5 шт.

Висота надводної частини була в межах 34 ± 5 см. Довжина кореневої системи сягала 43 ± 3 см, а у деяких екземплярів сягала 50 см (2009 р.), а площа листової пластинки коливалася в межах $43 \pm 7 \text{ см}^2$. Вага однієї рослини становила 230 ± 30 г, продуктивність біомаси таких рослин складала в загальному 1250 ± 400 т/га. Пояснюється це тим, що у відстійниках є багато речовин органічного походження, які водний гіacinт засвоює найкраще.

Ріст рослин впродовж періоду досліджень відбувався досить інтенсивно. Середньомісячний приріст надводної частини склав 4,8 см, найвищий приріст спостерігався на другому місяці життя і сягав 11–13 см, мінімальний 1 см – на 5 та 6 місяцях життя.

Приріст кількості листків рослин ейхорнії із підвищенням середньодобової температури повітря збільшується (рис. 1). Кореляційно-регресійний аналіз показав, що між показником приросту листової маси та температурними умовами існують зв'язки при коефіцієнтах кореляції $r=0,84$, які можна охарактеризувати як дуже високі.

Середньомісячний приріст підводної частини 7,3 см, максимальний приріст становив 15 см на 2-3 місяцях життя, мінімальний – 1–2 см – на 5–6 місяцях життя (рис.2). Кореляційно-регресійний аналіз показав, що між показником приросту кореневої системи та температурними умовами існують зв'язки при коефіцієнтах кореляції $r=0,79$, які можна охарактеризувати як високі.

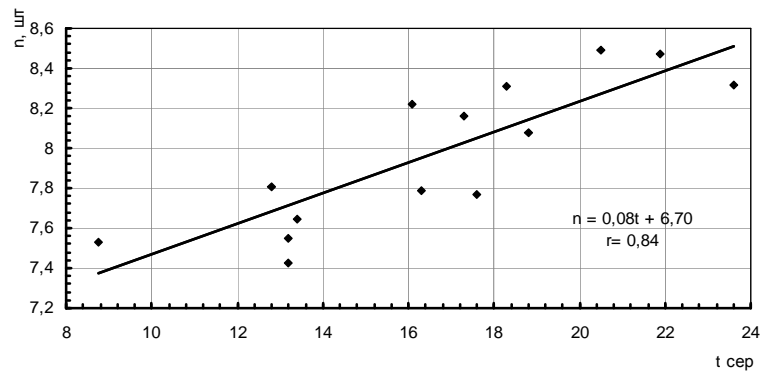


Рис. 1. Приріст асиміляційного апарату (n , шт.) за температурними умовами (t)

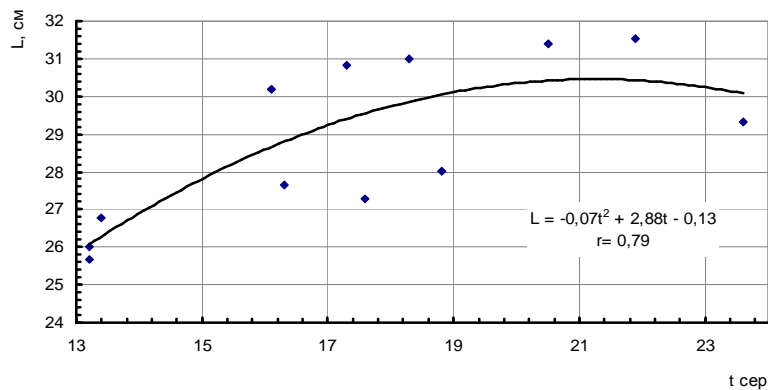


Рис. 2. Приріст кореневої системи (L , см) з підвищенням температури (t , °C)

Середньомісячний приріст фітомаси рослин водного гіacinту становить 39,2 г. Загальний приріст по одній рослині за 6 місяців складає 186–206 г. Максимальне значення місячного приросту становило 58 г у шестимісячних екземплярів рослин та мінімальне значення – 27 г у одномісячних рослин.

Кореляційно-регресійний аналіз показав, що приріст фітомаси водного гіacinту відбувається досить швидко і по довжині надводної і підводної частин – до 13–15 см за місяць, що в середньому щомісячно складає 39,2 г. За усіма показниками існують зв'язки при коефіцієнтах детермінації $R^2=0,89–94$, які можна охарактеризувати як дуже високі.

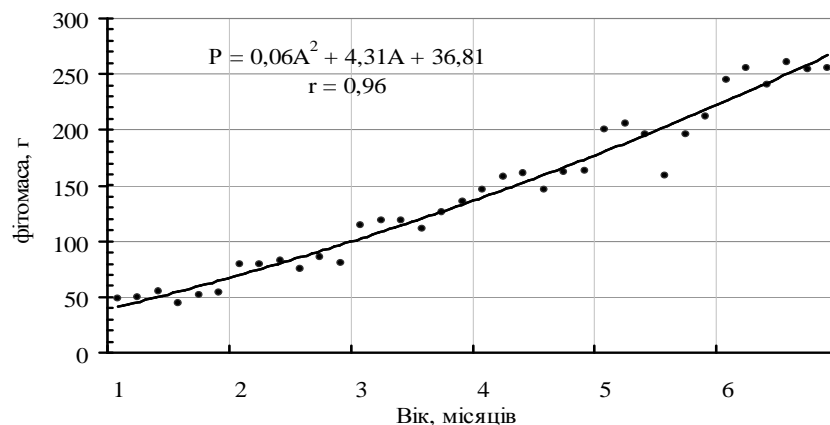


Рис. 3. Приріст фітомаси (P , г) водного гіacinту з часом (A , місяців)

Подальше похолодання викликало необхідність перенесення частини рослин в штучні умови, а частину залишити у відстійниках і накрити їх плівкою (типу теплиця плаваюча). Екземпляри водного гіacinту, що залишилися в камерних умовах, розвивалися досить добре. Ейхорнія при

температурі води 20–30°C, повітря 20–36°C, при регулярному підживлюванні через кожні два дні мулом рослин вегетація і розмноження проходили досить успішно.

Висновки

1. В зоні Полісся період вегетації водного гіацинту може продовжуватися від 4 до 7 місяців.
2. Водний гіацинт успішно адаптувалася до умов зростання, оскільки фітомаса рослин збільшувалася досить швидкими темпами, та утворювала до 8-15 дочірніх рослин за місяць.
3. Найбільш активна вегетація рослин відбувалася у водоймищі, куди постійно відбувається надходження пульпи від обробки граніту.
4. Середньомісячний приріст надводної частини склав 4,8 см, найвищий приріст спостерігався на другому місяці життя і сягав 11–13 см, мінімальний 1 см – на 5-му та 6-му місяцях життя.
5. Середньомісячний приріст підводної частини 7,3 см, максимальний приріст становив 15 см на 2–3-му місяцях життя, мінімальний – 1–2 см – на 5–6-му місяцях життя.

1. *Біофільтр* для очистки стічних вод різного походження з використанням вищої водної рослинності виду *Eichornia crassipes* / Г.І. Васенков, Т.П. Василюк, В.М. Дема, В.М. Пазич // Наук. вісник ЖНАЕУ: зб.наук.-техн.праць.– Житомир, 2009. – Вип. 1. – С. 283–289.
2. *Величко І.М.* Зелені трудівниці водойм. Цікаве про водорості / І.М. Величко. – К.: Наукова думка, 1984. – 120 с.
3. *Добролюбова П.* Дайджест прессы: Амазонская эйхорния набросилась на «свинские» отходы, словно голодная акула // Вечерний Новосибирск. – 2000. – 24 февраля.
4. *Жизнь растений: в 6-ти т. / гл. ред. А.Л. Тахтаджян.* — М.: Просвещение, 1982. — Т. 6. Цветковые растения / под ред. А.Л. Тахтаджяна. — 543 с.
5. *Лукина Л.Ф.* Физиология высших водных растений / Лукина Л.Ф., Смирнова Н.Н. – К.: Наук.думка, 1988. – 186 с.
6. *Очистка* стоков сільськогосподарського походження на біофільтрі з вищою водяною рослинністю виду *Eichornia crassipes* / Г.І. Васенков, Т.П. Василюк, В.М. Пазич // Наука. Молодь. Екологія – 2009: мат. V наук.-практ. конф. студентів, аспірантів та молодих вчених. Житомир, 27–29 травня, 2009. – Житомир, 2009. – С. 91–92.
7. *Токарева Н.* Эйхорния – укротительница гептила / Н. Токарева // Экология и жизнь. – № 4, 1999. – С.12.

В.М. Пазич

Житомирский национальный агроэкологический университет, Украина

РОСТ И РАЗВИТИЕ ЕЙХОРНИИ ПРЕКРАСНОЙ В ЗАГРЯЗНЕННОЙ ВОДНОЙ СРЕДЕ

Представлены результаты изучения эколого-биологических особенностей водного растения вида *Eichornia crassipes* и ее способности расти в разных по загрязнению водных растворах при разных температурных режимах водной и воздушной среды

Ключевые слова: Эйхорния, загрязнение, гидробионты, фитомасса, рост, вегетация, среда

V.M. Pazych

Zhytomyr Agroecological National University, Ukraine

GROWTH AND DEVELOPMENT OF *EICHORNIA CRASSIPES* IN MUDDY WATER ENVIRONMENT

The results of study are presented ekologo-biological features of water plant of type of *Eichornia crassipes* and its capabilities to grow in different after contamination water solutions at the different temperature conditions of water and air environment.

Key words: Eykhorniya, contamination, fitomasa, growth, vegetation, environment

УДК 591.5:594.141

М.М. ПАМПУРА, Л.Н. ЯНОВИЧ

Житомирський державний університет ім. Івана Франка
ул. Большая Бердичевская, 40, Житомир 10008, Украина**РАСПРОСТРАНЕНИЕ И ЭКОЛОГИЯ МОЛЛЮСКОВ РОДОВ
PSEUDANODONTA И ANODONTA (MOLLUSCA: BIVALVIA:
UNIONIDAE: ANODONTINAE) В БАСЕЙНЕ ДНЕПРА
В ПРЕДЕЛАХ УКРАИНЫ**

Изучено распространение и экология моллюсков родов *Pseudanodonta* и *Anodonta* бассейна Днестра Украины. Встречаемость *P. complanata* составляет 13,58, *A. cygnea* – 19,75, *A. anatina* – 60,49%. Отмечено сокращение ареала *P. complanata* и *A. cygnea*. Среди исследованных видов наибольшая экологическая пластичность характерна для *A. anatina*.

Ключевые слова: фауна, распространение, экологические спектры, моллюски родов *Pseudanodonta*, *Anodonta*, бассейн Днестра Украины

Первые сведения о пресноводной малакофауне Украины, в том числе и бассейна Днестра, датируются первой половиной XIX ст. Моллюсков Лесостепной и Степной зон Украины изучали достаточно много малакологов [2, 9, 12, 13, 15]. В 30–40-х гг. XX ст. значительно расширились исследования, которые характеризовали не только видовой состав, но и распространение, экологию мягкотелых Полесья, Лесостепи [4, 7]. Они активизировались в 60–80-х гг. того же столетия [5, 8, 10]. При этом обращалось внимание на качественное и количественное изменение малакоценозов в сравнении с довоенными годами, обусловленное все возрастающим антропогенным влиянием на них.

На сегодня из-за общей деградации водных экосистем Украины изучение видового состава, распространения, экологии перловицевых приобрело особенную потребность и актуальность.

Материал и методы исследований

Исследовано свыше 80 пунктов в бассейне Днестра. Сборы осуществляли в мае-октябре 2008-2009 гг. Моллюсков добывали вручную и определяли видовую принадлежность [6, 14]. Плотность населения популяций определяли методом площадок [5]. Рассчитывали встречаемость видов. Оценивали гидрологические особенности (температуру, скорость течения, глубину, прозрачность, характер донных отложений, наличие водной растительности) мест обитания перловицевых. В 37 пунктах сбора взяты пробы воды. Анализы воды осуществляли по общепринятым методикам [1].

Результаты исследований и их обсуждение

В бассейне Днестра нами обнаружено три вида перловицевых родов *Pseudanodonta*, *Anodonta*: *Pseudanodonta complanata* Rossmassler, 1835; *Anodonta cygnea* Linnaeus, 1758 и *A. anatina* (= *piscinalis*) Nilsson, 1822.

P. complanata выявлен ранее [5, 10] не только в реках бассейна Днестра, но и в озерах, в Кременчугском и Каховском водохранилищах (рис. 1).



Рис. 1. Распространение *P. complanata* в бассейне Днестра Украины: ▲ – литературные данные; ○ – собственные данные (черные – обнаружен, серые – не найден)

Нами зареєстрована найнижча серед беззубок (13,58%) зустрічальність цього виду в басейні Дніпра. Обнаружен только на правобережье Верхнего Днѣпра и в басейнѣ Среднего Днѣпра. Виявлен в реках с песчано-илистым дном при среднем теченнн (0,1–1,0 м/с) на глубинѣ 0,7–1,5 м. Активная реакция среды составляет 7,1–7,82, содержание кислорода 6,43–30,53 мг/дм³. Перманганатная окисляемость – 12 мг/дм³. Плотность поселения моллюсков невысока (до 4 экз./м²), хотя преимущественно обнаружены единичные экземпляры. В 6,17% случаев найден совместно с *A. anatina*.

A. cygnea отмечен в XX ст. [10, 11] не только в Днѣпре на речных участках, но и в Кременчугском, Днѣпродзержинском, Каховском водохранилищах, озерах, прудах (рис. 2).



Рис. 2. Распространение *A. cygnea* в басейнѣ Днѣпра Украины: ▲ – литературные данные; ○ – собственные данные (черные – обнаружен, серые – не найден)

По нашим данным, сейчас в басейнѣ Днѣпра вид редкий (частота встречаемости – 19,75%). Обнаружен, как и предыдущий вид, только в пределах правобережной части верхнего и среднего Днѣпра. Отмечен в рипали (глубина 0,5–1,5 м) рек, в озерах и прудах. Отдает предпочтение среднему, иногда медленному течению, однако, обнаружен и в стоячей воде (оз. Каменное, Радомышль Житомирской обл.; пруды, Романов, Ружин, Забриддя Житомирской обл.). Сосредоточен на песчано-илистых, песчано-каменистых с наилием донных отложений, на участках без ила, или с его значительным количеством, не встречается. Отмечен в пределах pH 7,37–8,65. Выдерживает содержание O₂ от 2,94 мг/дм³ до 21,42 мг/дм³ (насыщенность воды – 30,18–219,92%), что отличается от литературных данных [10]. Как и предыдущий вид, в 90% случаев найден при перманганатной окисляемости 12 мг/дм³. Ни в одном из случаев плотность населения его популяций не превышала 4 экз./м², в преобладающем большинстве попадалось всего лишь 1–2 особи. В 70% пунктов сбора выявлен совместно с *A. anatina*.

A. anatina (= *piscinalis*) – эвриотный вид. Виявлен в Днѣпре, его водохранилищах и притоках (рис. 3) [11].



Рис. 3. Распространение *A. anatina* в басейнѣ Днѣпра Украины: ▲ – литературные данные; ○ – собственные данные (черные – обнаружен, серые – не найден)

Результаты наших исследований подтвердили широкую экологическую пластичность *A. anatina* и наивысшую частоту встречаемости среди беззубок – 60,49%. Это единственный вид среди моллюсков родов *Pseudanodonta*, *Anodonta*, отмеченный нами в басейнѣ всего Днѣпра, выявленный в реках, озерах и водохранилищах (Маккортвовское, Днѣпровское). Часто поселяется на

участках со стоячей водой или с медленным течением, однако, не избегает и скорости течения до 1,5 м/с. В последнем случае почти полностью зарывается в донные отложения. Отмечен на разных, часто сильно заиленных донных отложениях. Может встречаться на мелководье (глубина 10–15 см), что не отмечалось ранее, и на глубинах до 2 м. Нами отмечен при pH от 7,07 (р. Уж, Коростень Житомирской обл.) до 8,65 (р. Сула, Лубны Полтавской обл.), то есть выдерживает больший, чем указывается в литературе, диапазон этого показателя. Зарегистрирован при значительных колебаниях содержания кислорода в воде – 2,94–37,62 мг/дм³ (насыщенность – 30,18–386,24%), что также отличается от литературных данных. Это единственный среди беззубок вид, который выдерживает максимальную перманганатную окисляемость. В 25% пунктов зарегистрировано значение этого показателя 16 мг/дм³, в около 40% – 12 мг/дм³. Именно такая выносливость моллюска объясняет тот факт, что он может жить там, где другие близкие ему виды не встречаются.

По экологической пластичности близок к *U. tumidus* Philipsson, 1788 и *U. pictorum* Linnaeus, 1758, поэтому наиболее часто совместно с этими видами и поселяется. Правда, плотность его поселения почти всегда им уступает, не превышая 10–12 экз./м². Средние значения этого показателя – 5 экз./м².

Выводы

Результаты проведенного исследования свидетельствуют о том, что в бассейне Днепра сократился ареал *P. complanata* и *A. cygnea*. Их не обнаружено в бассейне нижнего Днепра. Вероятной причиной этого является неспособность этих видов моллюсков обитать в антропогенно измененных водных экосистемах. Наименее устойчивым к колебаниям значений экологических факторов является вид *P. complanata*. Для *A. anatina* характерна значительная экологическая пластичность, что дает возможность этому виду адаптироваться к изменениям условий обитания. Этот вид найден в Днепровском водохранилище, а в Каховском и Кременчугском – выявлены только обломки раковин этого же вида.

1. Алёкин О.А. Гидрохимия рек СССР / О.А. Алёкин. – Л.: Гидрометеорол. изд-во, 1948. – 184 с.
2. Ельский К.М. О малакологической фауне окрестностей г. Киева / К.М. Ельский // Изв. ун-та Св. Владимира. – 1862. – № 8. – С. 187–194.
3. Жадин В. И. Фауна СССР. Моллюски. Сем. Unionidae. Т. IV. / В.И. Жадин. – М.-Л.: Изд-во АН СССР, 1938. – 172 с.
4. Жадин В.И. Моллюски пресных и солоноватых вод СССР / В.И. Жадин. – М.-Л.: Изд-во АН СССР, 1952. – 376 с.
5. Иванцев В.В. Особенности распространения моллюсков семейства Unionidae в Кременчугском водохранилище / В.В. Иванцев // Вестн. зоологии. – 1975. – № 6. – С. 82–84.
6. Корнюшин А.В. О видовом составе пресноводных двустворчатых моллюсков Украины и стратегии их охраны / А.В. Корнюшин // Вестн. зоологии. – 2002. – № 36. – С. 9–23.
7. Полянський Ю. Матеріали до пізнання малякофауни Західного Полісся / Ю. Полянський // Зб. фізіографіч. комісії Т-ва ім. Т.Г. Шевченка у Львові. – 1933. – Вип. 4/5. – С. 83–100.
8. Путь А.Л. Порівняльна колекція сучасних моллюсків відділу палеозоології Інституту зоології АН УРСР / А.Л. Путь // Зб. праць зоол. музею АН УРСР. – 1954. – № 26. – С. 97–118.
9. Рябинин И.В. Влияние текущей воды на форму Unionid (Моллюски Большого Банного озера) / И.В.Рябинин. – Харьков: Изд-во Харьк. ун-та, 1889. – 31с.
10. Стадниченко А.П. Фауна України. Перлівниці. Кулькові. Т. 29 / А.П. Стадниченко. – К.: Наук. думка, 1984. – 384 с.
11. Цееб Я.Я. Систематико-екологічний огляд безхребетних Каховського водоймища / Я.Я. Цееб, Г.А. Оліварі, В.В. Гурвич // Каховське водоймище. – К.: Наук. думка, 1964. – С. 290–295.
12. Belke G. Quelques mots sur le slimak et la faune de Kamienetz-Podolski / G. Belke // Bull. Soc. Imp. de Mosc. – 1853. – Vol. 26. – P. 410–437.
13. Clessin S. Anhang zur Molluskenfauna der Krim / S. Clessin // Malakozoologische Blätter. – 1883. – Vol. 6. – S. 37–52.
14. Glöer P. Susswassermollusken / P. Glöer, C. Meier-Brook. – Hamburg: DJN, 1998. – 136 s.
15. Retowski O. Die Molluskenfauna der Krim / O. Retowski // Malakozool. Blät. – 1883. – Vol. 8. – S. 1–34.

М.М. Пампура, Л.М. Янович

Житомирський державний університет ім. Івана Франка, Україна

ПОШИРЕННЯ І ЕКОЛОГІЯ МОЛЮСКІВ РОДИН PSEUDANODONTA І ANODONTA (MOLLUSCA: BIVALVIA: UNIONIDAE: ANODONTINAE) В БАСЕЙНІ ДНІПРА В МЕЖАХ УКРАЇНИ

Вивчені поширення та екологія молюсків родів *Pseudanodonta* і *Anodonta* басейну Дніпра України. Трапляння *P. complanata* становить 13,58, *A. cygnea* – 19,75, *A. anatina* – 60,49%. Відмічено скорочення ареалу *P. complanata* та *A. cygnea*. Серед досліджених видів найбільша екологічна пластичність характерна для *A. anatina*.

Ключові слова: фауна, поширення, екологічні спектри, молюски родин *Pseudanodonta*, *Anodonta*, басейн Дніпра України

М.М. Pampura, L.M. Yanovich

Zhytomyr Ivan Franko State University, Ukraine

DISTRIBUTION AND ECOLOGY MOLLUSKS OF BIRTHS OF PSEUDANODONTA AND ANODONTA (MOLLUSCA: BIVALVIA: UNIONIDAE: ANODONTINAE) IN POOL OF DNIPEP WITHIN THE LIMITS OF UKRAIN

The distribution and ecology of *Pseudanodonta* and *Anodonta* genera mollusks in the Dniper basin of Ukraine are researched. The occurrence of *P. complanata* – 13,58, *A. cygnea* – 19,75, *A. anatina* – 60,49%. The decrease of *P. complanata* and *A. cygnea* areals is registered. Amongst the researched species *A. anatina* is characterized with the highest ecological plasticity.

Key words: fauna, distribution, ecological spectrums, mollusks, *Pseudanodonta*, *Anodonta*, Dnieper

УДК [593.121:477.42]

М.К. ПАЦЮК

Житомирський державний університет ім. Івана Франка

вул. Велика Бердичівська, 40, Житомир 10008, Україна

ГОЛІ ЛОБОЗНІ АМЕБИ (LOBOZEA, GYMNAMEBIA) ДЕЯКИХ ВОДОЙМ ОКОЛИЦЬ М. РАДОМИШЛЬ

Вперше досліджено видовий склад голих амєб (*Gymnamebia*) водойм околиць м. Радомишль. Вказано вплив на амєб різних абіотичних факторів середовища.

Ключові слова: голі амєби, водойма, Житомирське Полісся

Голі лобозні амєби (клас *Lobozoa* Carpenter, 1861, підклас *Gymnamebia* Naeskel, 1862) [2] – група протистів, які не мають постійної форми тіла і переміщуються за допомогою амєбоїдного руху, утворюючи крупні не анастомозуючі псевдоподії лобозного типу (лобоподії) та субпсевдоподії різної форми.

Голі амєби поширені в різних морських, прісноводних, ґрунтових біотопах, беруть участь в природному колообізі речовин і енергії як споживачі розчинених органічних речовин і детриту, бактерій, мікроскопічних водоростей і еукаріотичних організмів, співставних з ними за розміром. Багато видів цієї групи тварин можуть бути використані як біоіндикатори в гідробіологічних, педологічних, токсикологічних дослідженнях, бо для них характерна швидка реакція на щонайменші впливи зовнішнього середовища [1]. Слід відмітити, що голі амєби (*Gymnamebia*) є слабо вивченою групою вільноживучих одноклітинних тварин.

Нами проведено перше дослідження видового складу голих амєб (*Gymnamebia*) деяких водойм околиць м. Радомишль.

Матеріал і методи досліджень

Матеріалом для дослідження слугували проби води, відібрані біля берега на глибині до 10 см в вересні 2009 р. у водоймах в околицях м. Радомишль Житомирської області. Матеріал був відібраний в 9 пунктах: озера біля сел. Лутівка, Чудин, Верлон, Гута–Забілоцька, Мала Рача,

Краснопірка; р. Тетерів біля м. Радомишль; р. Бистрівка біля с. Пилиповичі; р. Білка біля с. Забілоччя. При зборі матеріалу визначали активну реакцію середовища (pH) та температуру води (t°C). Клонування амеб виконувалося в лабораторії в чашках Петрі на непоживному агарі за методикою Пейджа [3]. Ідентифікацію видів здійснювали за визначником Пейджа [4].

Дослідження з світловим мікроскопом (інтерференційний контраст) були проведені за допомогою оптичного мікроскопу Axio Imager M1 в Центрі колективного користування науковими приладами «Animalia» Інституту зоології ім. І.І. Шмальгаузена НАН України.

Результати досліджень та їх обговорення

Всього в регіоні дослідження було знайдено 10 видів голих амеб, що відносяться до 1 ряду і 7 родин.

- Клас *Lobozoa* Carpenter, 1861
- Підклас *Gymnamoebia* Haeckel, 1862
- Ряд *Euamoebida* Lepsi, 1960
- Родина *Amoebidae* Ehrenberg, 1838
- Trichamoeba sinuosa* Siemensma & Page, 1986
- Родина *Hartmannellidae* Volkonsky, 1931
- Hartmannella cantabrigiensis* Page, 1974
- Родина *Cochliopodiidae* De Saedeleer, 1934
- Cochliopodium actinophorum* Auerbach, 1856
- Родина *Paramoebidae* Phone, 1931
- Korotnevella stella* (Shaeffer, 1926) Goodkov, 1988
- Korotnevella diskophora* Smirnov 1999
- Родина *Vexilliferidae* Page, 1987
- Vexillifera bacillipedes* Page, 1969
- Родина *Vannelidae* Bovee, 1979
- Vannella simplex* Wohlfarth-Bottermann, 1960
- Vannella cirrifera* Frenzel, 1892
- Vannella lata* Page, 1988
- Родина *Thecamoebidae* Schaeffer, 1926
- Thecamoeba striata* Penard, 1890

1. *Trichamoeba sinuosa* Siemensma & Page, 1986 (фото 1). У цього виду ток цитоплазми під час руху на передньому кінці тіла рівномірний, стійкий. На задньому кінці тіла виразно видно уроїд з сосочками, відділений від передньої частини клітини шийкою, яку чітко видно при переміщенні амеби. Крім того, характерною особливістю є утворення бокової псевдоподії, яка приймає участь в зміні напрямлення тварини під час руху. Розмір клітини 119 мкм. Відноситься до моноподіального морфотипу. Був виявлений у болоті з мулистим дном, t°C=+12, pH=5,32.

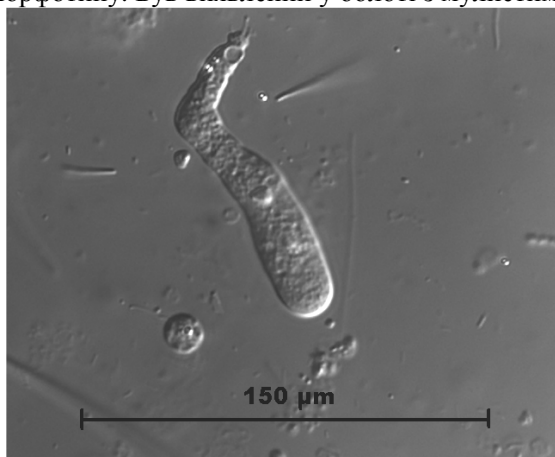


Фото 1. *Trichamoeba sinuosa*
Siemensma & Page, 1986

2. *Hartmannella cantabrigiensis* Page, 1974 (фото 2). Локомоторна форма має “гіалінову шапочку”, що не зникає під час руху амеби. Уроїд бульбовидної форми на задньому кінці тіла. Має одну велику сферичної форми вакуоль. Розмір клітини 35 мкм. Монотактична форма. Був виявлений в озері з піщаним дном; t°C=+16, pH=8,52.

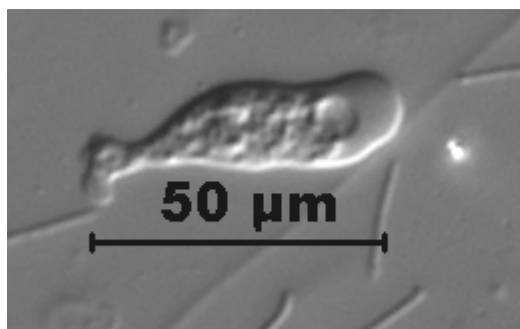


Фото 2. *Hartmannella cantabrigiensis* Page, 1974

3. *Cochliopodium actinophorum* Auerbach, 1856 (фото 3). Амеба з специфічним клітинним “тектумом”, у вигляді горбика. Шар лусочок вкриває дорсальну поверхню клітини. Рух цитоплазми повільний. Гіаліновий шар охоплює цілком гранульовану масу. Розмір клітини 46 мкм. Відноситься до лінзовидного морфотипу. Був виявлений у річці з піщаним дном, $t^{\circ}\text{C}=+10$, $\text{pH}=7,84$.

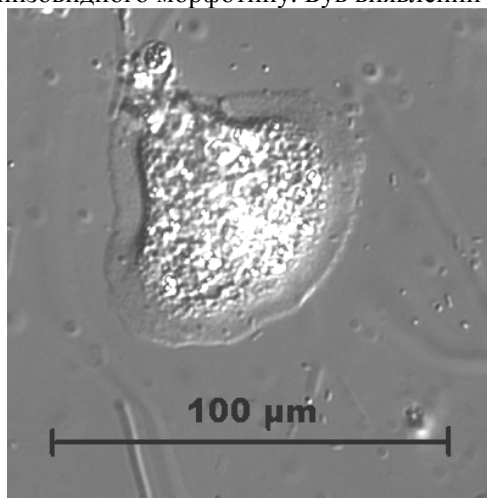


Фото 3. *Cochliopodium actinophorum* Auerbach, 1856

4. *Korotnevella stella* (Shaeffer, 1926) Goodkov, 1988 (фото 4). Клітинний покрив товстий, лускуватий. При переміщенні утворюються багаточисельні псевдоподії. Псевдоподії під час рух трішки зігнуті, змінюють свою довжину. Добре помітні скорочувальні вакуолі. Розмір клітини 95 мкм. Дактилоподіальний морфотип. Виявлений у річці з піщаним дном, $t^{\circ}\text{C}=+13$, $\text{pH}=6,84$.

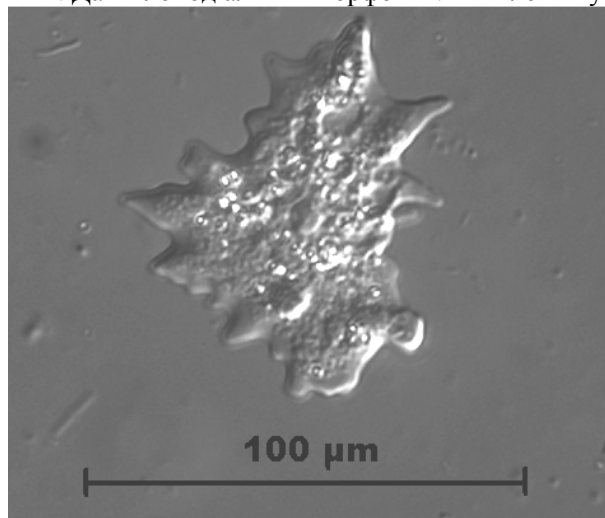


Фото 4. *Korotnevella stella* (Shaeffer, 1926) Goodkov, 1988

5. *Korotnevella diskophora* Smirnov 1999 (фото 5). Клітинний покрив з лусками, які розміщені на дорсальній частині клітини. Чітко видно гіалінову зону, яка формує псевдоніжки. При русі амеби видно одну скорочувальну вакуоль, розміщену в центрі клітини. Розмір клітини 15 мкм. Відноситься до дактилоподіального морфотипу. Виявлений у озері з піщаним дном, $t^{\circ}\text{C}=+13$, $\text{pH}=6,84$.

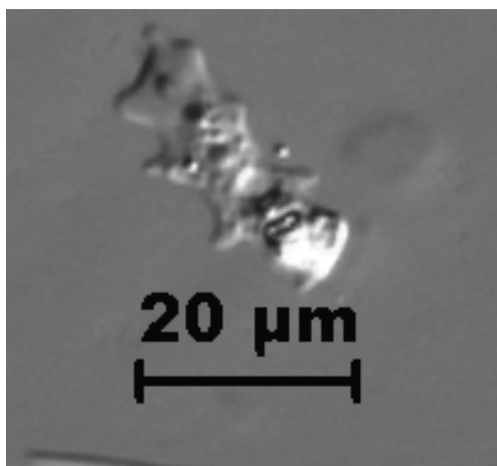


Фото 5. *Korotnevella diskophora*
Smirnov 1999

6. *Vexilifera bacillipedes* Page, 1969 (фото 6). Локомоторна форма утворює вирости, які нагадують дактилоподії, тим самим надуючи клітині колючої форми. Контур клітини трикутний. Псевдоподії утворюються від передуючої гіалоплазми рухомої форми. Довжина форми більша ніж ширина. Розмір клітини 9 мкм. Дактилоподіальний морфотип. Виявлений у річці з піщаним дном, $t^{\circ}C=+10$, $pH=7,10$.

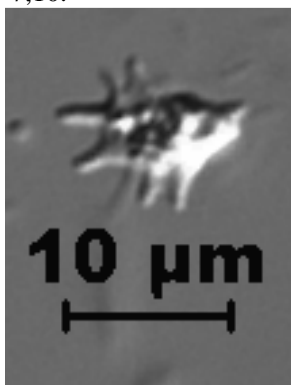


Фото. 6. *Vexilifera bacillipedes*
Page, 1969

7. *Vannella simplex* Wohlfarth-Bottermann, 1960 (фото 7). Ширина амеби під час руху більша за довжину. При русі гіаліновий край видовжується, з обірваним краєм. Дискретні псевдоподії не утворюються, вся клітина переміщується як єдине ціле. Наявні три скорочувальні вакуолі. Розмір клітини 40 мкм. Відноситься до віялоподібного морфотипу. Виявлений у річці з піщаним дном, $t^{\circ}C=+11$, $pH=6,54$.

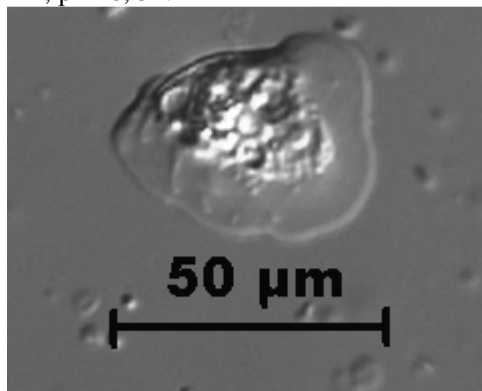


Фото 7. *Vannella simplex*
Wohlfarth-Bottermann, 1960

8. *Vannella cirrifera* Frenzel, 1892 (фото 8). При русі набуває лопатоподібної форми. Гіаліновий край ледь видовжується при зміні руху клітини. З цитоплазми утворюються псевдоподії. Наявні три великі скорочувальні вакуолі, розміщені біля гіалінового краю. Розмір клітини 31 мкм. Віялоподібний морфотип. Був знайдений у річці з піщаним дном, $t^{\circ}C=+11$, $pH=6,21$.

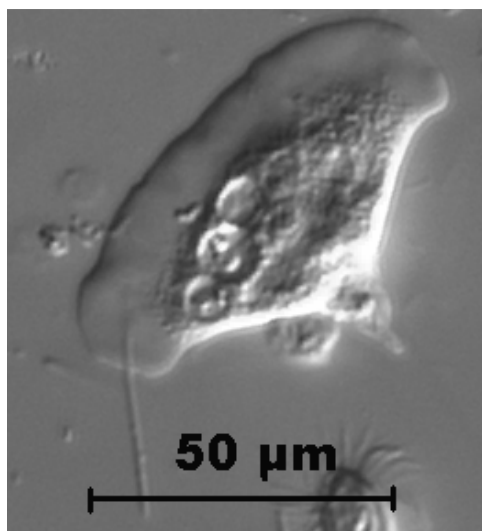


Фото 8. *Vannella cirrifera* Frenzel, 1892

9. *Vannella lata* Page, 1988 (фото 9). Ширина більша за довжину, гіаліновий шар стає більшим під час руху, майже повністю охоплює з всіх сторін центральну частину. Під час руху видна одна скорочувальна вакуоль. Розмір клітини 20 мкм. Віялоподібний морфотип. Був знайдений у озері з мулистим дном, $t^{\circ}\text{C}=+9$, $\text{pH}=6,45$.

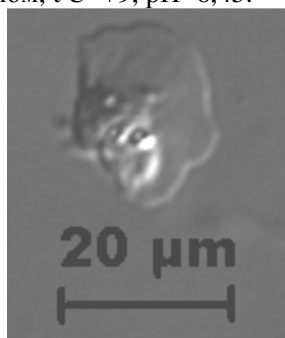


Фото 9. *Vannella lata* Page, 1988

10. *Thecamoeba striata* Penard, 1890 (фото 10). Клітина зморшкувата, довгастоовальної форми з декількома майже паралельними дорсальними гребенями, які добре помітні при русі амеби. Гіалінова зона у вигляді напівмісяця охоплює з усіх боків центральну частину клітини, псевдоподії під час руху не утворюються. Уроїд відсутній. На задній частині клітини помітна велика скорочувальна вакуоль, яка не зникає під час руху тварини. Розмір клітини 50 мкм. Стріатний морфотип. Був знайдений у озері з піщаним дном, $t^{\circ}\text{C}=+12$, $\text{pH}=7,10$.

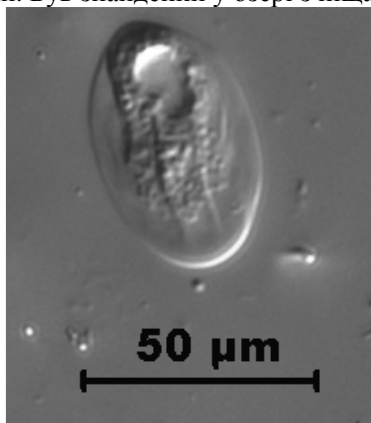


Фото 10. *Thecamoeba striata* Penard, 1890

Висновки

В результаті дослідження в водоймах різного типу околиць м. Радомишль було знайдено 10 видів голих амеб, які є новими як для фауни даного регіону так і для України в цілому. Найбільш сприятливі умови для видового різноманіття даної групи протистів склалися у водоймах з щодо низьким забрудненням води органічними речовинами. Найпоширенішими видами є *Vexilifera*

bacillipedes та *Thecamoeba striata* (трапляються майже в усіх досліджених водоймах), рідкісним є вид *Trichamoeba sinuosa*.

Відмічені також випадки сумісного мешкання деяких видів голих амеб в одній водоймі.

1. Arndt H. A critical review of importance of rhizopods and actinopods in lake plankton / H. Arndt // Marine Microbial Food Webs. – 1993. – Vol. 7. – P. 3–29.
2. Page F.C. The Heterolobosea (Sarcodina: Rhizopoda), a new class uniting the Schizopyrenida and the Acrasidae (Acrasida) / F.C. Page, R.L. Blanton // Protistologica. – 1985. – Vol. 21. – P.121–132.
3. Page F.C. A new key to freshwater and soil gymnamoenae / F.C. Page // Freshwater Biological Association, Ambleside, Cumbria, UK. – 1988. – Vol. 35. – P. 450.
4. Page F.C. A new key to freshwater and soil gymnamoenae / F.C. Page // Freshwater Biological Association, Ambleside, Cumbria, UK. – 1988. – 154 p.

М.К. Пацюк

Житомирский государственный университет им. Ивана Франко, Украина

ГОЛЫЕ ЛОБОЗНЫЕ АМЕБЫ (LOBOZEA, GYMNAMEBIA) НЕКОТОРЫХ ВОДОЕМОВ ОКОЛИЦ Г. РАДОМЫШЛЬ

Впервые исследовано видовой состав голых амеб (Gymnamebia) водоемов околлиц г. Радомышль. Указано влияние на амеб разных абиотических факторов среды.

Ключевые слова: голые амебы, водоем, Житомирское Полесье

М.К. Paziuk

Zhytomyr Ivan Franko State University, Ukraine

NAKED LOBOZE AMOEBAS (LOBOZEA, GYMNAMEBIA) OF SOME RESERVOIRS OF FENCE SURROUNDING VILLAGES OF RADOMISHL'

The investigations of species composition of naked amoebas in the Radomyshl vicinity were conducted for the first time. The impact of different abiotic environment factors on amoebas was also discussed in the article.

Key words: naked amoebae, reservoir, Zhytomyr Polissya

УДК (591.524.12) (282.247.32+285.33)

О.В. ПАШКОВА

Институт гідробіології НАН України

пр-т Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210

ЛІТОРАЛЬНИЙ ЗООПЛАНКТОН У ДНІПРОВСЬКИХ ВОДОСХОВИЩАХ РІЗНОГО ТИПУ

Подано результати дослідження літорального зоопланктону зарослих і незарослих ділянок двох різнотипних водосховищ Дніпра – верхньокаскадного Київського та внутрішньокаскадного Канівського.

Ключові слова: літоральний зоопланктон, дніпровські водосховища, зарості, різноманіття, розвиток

В рівнинних водосховищах мілководдя є найбільш продуктивною частиною водойми, що обумовлене утворенням тут великої кількості детриту різного походження та інтенсивним розвитком бактерій, особливо в заростях водяної рослинності. Одним з компонентів літоральних біоценозів є зоопланктон, який є винятково багатим і в якісному, і в кількісному відношенні угрупованням. Хоча ця група водяних тварин у дніпровських водосховищах достатньо активно вичається [1–7], однак останні достатньо вагомі дослідження здійснені ще на початку 80-х рр. ХХ ст.

Метою даної роботи було дослідження зоопланктону на мілководдях двох різнотипних водосховищ Дніпра – верхньокаскадного Київського та внутрішньокаскадного Канівського.

Матеріал і методи досліджень

Матеріалом для роботи послуговували літні кількісні збори зоопланктону, проведені одночасно на основних мілководних масивах Київського та Канівського водосховищ у різних екологічних типах заростей вищої водної рослинності – повітряно-водних (очерет звичайний і рогіз вузьколистий), занурених (рдесники різних видів) і з плаваючим листям (гелічки жовті), а також на незарослих ділянках (чистоводі).

Результати досліджень та їх обговорення

В період спостережень літоральний зоопланктон обох досліджуваних водосховищ характеризувався великим якісним різноманіттям, одним з аспектів якого було таксономічне багатство. В його складі в Київському водосховищі було виявлено 29 видів коловерток (*Rotatoria*), 34 види гіллястовусих (*Cladocera*) і 20 видів веслоногих (*Copepoda*) ракоподібних, а крім того, черепашкових ракоподібних (*Ostracoda*) і личинок деяких двостулкових молюсків, всього – 79 видів водяних тварин. В Канівському водосховищі було відмічено майже таке саме видове багатство – 24, 29 і 18 видів відповідних таксонів, а в цілому – 71 вид. Дуже високою була і фауністична спільність угруповань – індекс Жакара становив 72. Як бачимо, провідну роль в таксономічних спектрах (співвідношеннях за кількістю видів основних таксономічних груп) і в першій, і в другій водоймі відігравали гіллястовусі ракоподібні – 43% і 42% відповідно (табл. 1).

Таблиця 1

Спектри різноманіття літорального зоопланктону в дніпровських водосховищах
різного типу, %

Спектри	Групи	Київське водосховище		Канівське водосховище	
		загальний видовий склад	домінуючі види	загальний видовий склад	домінуючі види
Таксономічний	<i>Rotatoria</i>	37	20	33	5
	<i>Cladocera</i>	43	50	42	57
	<i>Copepoda</i>	20	30	25	38
Екологічний	Пелагічна	45	55	35	30
	Літорально- фітофільна	35	35	40	63
	Бентосно- фітофільна	20	10	25	7

В складі *Rotatoria* найбільше видів є в родинах *Brachionidae* (11 видів у Київському та 5 у Канівському водосховищі) і *Euchlanidae* (4 і 3 види відповідно). Серед *Cladocera* найбільшою кількістю видів були представлені *Chydoridae* (18 і 17) і *Daphniidae* (9 і 7), а серед *Copepoda* найбагатшою була родина *Cyclopidae* (по 13 видів відповідно).

Ще одним елементом різноманіття літорального зоопланктону було екологічне багатство – приналежність його представників до трьох екологічних груп: пелагічної, літорально-фітофільної (або прибережно-заростевої) і бентосно-фітофільної (придонно-заростевої) [4, 5]. В Київському водосховищі перше місце в угрупованні займали пелагічні організми, що склали 45% кількості видів, а в Канівському – прибережно-заростеві (40%).

Домінуючий комплекс видів літорального зоопланктону, які мають частоту трапляння по всій акваторії не менше 40–50% та найбільшу біомасу, по водоймі в цілому в Київському водосховищі утворювали: *Asplanchna priodonta*, *A. sieboldi*, *Euchlanis dilatata*, *Brachionus calyciflorus*, *Sida crystallina*, *Diaphanosoma brachyurum*, *Daphnia cucullata*, *Moina micrura*, *Ceriodaphnia quadrangula*, *Scapholeberis mucronata*, *Graptoleberis testudinaria*, *Chydorus sphaericus*, *Bosmina longirostris*, *Polyphemus pediculus*, *Eucyclops serrulatus*, *E. macrurus*, *Acanthocyclops americanus*, *A. viridis*, *Mesocyclops leuckarti*, *Thermocyclops crassus*.

В Канівському водосховищі домінуючий комплекс був іншим – в ньому додатково з'явилися такі види: *Eurycercus lamellatus*, *Acroperus harpae*, *Pleuroxus aduncus*, *P. truncatus*, *Macrocyclus albidus*, *Heterocope caspia*. Одночасно з числа домінантів зникли *A. priodonta*, *A. sieboldi*, *B. calyciflorus*, *D. brachyurum*, *M. micrura*, *C. quadrangula*, *S. mucronata*, *E. macrurus*, *Th. crassus*. Про невисоку видову схожість цих комплексів свідчить також невеликий індекс Жакара, що становить 38.

На відміну від загального видового складу зоопланктону спектри різноманіття домінуючих видів відрізнялися між собою значно більше, тобто характерні риси якісного складу виявились в

межах цієї групи видів ще виразніше. Хоча в обох водосховищах вирішальна роль серед таксономічних груп належала гіллястовусим ракоподібним (50 % і 57%), в Київському порівняно більшою була частка коловерток (20% від загальної кількості видів), а в Канівському – веслоногих (38%). В екологічному ж спектрі домінантів першої водойми найбільше значення мали пелагічні гідробіонти (55%), а другої – прибережно-заростеві форми (63%) (табл. 1). Таке становище обумовлюється тим, що Київське водосховище як верхньокаскадне приймає стоки двох річок (Дніпро та Прип'ять), потамофільний зоопланктон яких має "ротаторний" і "пелагічний" характер, що надає видовому складу зоопланктону його мілководь саме цих особливостей [4]. Канівське водосховище є внутрішньокаскадним, тому його літоральний зоопланктон є типовішим для водосховищ з помітним переважанням ракоподібних різних груп і представників прибережно-заростевої екологічної групи [4, 5].

Літоральному зоопланктону був також притаманний суттєвий, подібний у водосховищах різного типу, кількісний розвиток – його загальні чисельність і біомаса в середньому по водоймі складала в Київському водосховищі 300,4 тис. екз/м³ і 11,112 г/м³, а в Канівському – 277,0 тис. екз/м³ і 7,592 г/м³. Серед основних систематичних груп за біомасою всюди панували представники Cladocera, складаючи в першому та другому водосховищі відповідно 87 і 70%.

При дослідженні горизонтального розподілу літорального зоопланктону на окремих станціях мілководь було встановлено, що в різних заростях його домінуючим видам була властива невисока фауністична подібність – індекс Жакара в Київському водосховищі склав у середньому 38 (від 15 до 56) і 45 (33–58) – в Канівському. Незарослі ділянки відрізнялися від зарослих більше – індекси становили 21 (17–26) і 8 (0–12) відповідно.

За кількісним розвитком між угрупованнями літорального зоопланктону на мілководдях також спостерігалися відмінності, які в першому наближенні були одного плану в обох водосховищах (табл. 2).

Таблиця 2

Кількісний розвиток літорального зоопланктону в різних заростях і на чистоводі (чисельність, тис. екз/м³/ біомаса, г/м³)

Таксони	Очерет	Рогіз	Рдесники	Глечики	Чистовод
Київське водосховище					
Rotatoria	<u>7,4</u> 0,012	<u>46,6</u> 0,155	<u>110,7</u> 0,300	<u>32,3</u> 0,070	<u>10,2</u> 0,086
Cladocera	<u>65,9</u> 1,965	<u>97,1</u> 5,452	<u>414,3</u> 26,529	<u>299,8</u> 7,370	<u>97,2</u> 6,926
Copepoda	<u>13,0</u> 0,154	<u>55,4</u> 0,981	<u>61,1</u> 1,823	<u>119,3</u> 2,436	<u>56,5</u> 0,624
Ostracoda	<u>≤ 0,1</u> 0,004	<u>1,2</u> 0,122	<u>3,7</u> 0,366	<u>1,4</u> 0,142	<u>0,1</u> 0,008
Larvae	<u>0</u>	<u>1,2</u>	<u>4,1</u>	<u>0,1</u>	<u>3,4</u>
Mollusca	<u>0</u>	<u>0,004</u>	<u>0,021</u>	<u>< 0,001</u>	<u>0,010</u>
Разом	<u>86,3</u> 2,135	<u>201,5</u> 6,714	<u>593,9</u> 29,039	<u>452,9</u> 10,018	<u>167,4</u> 7,654
Канівське водосховище					
Rotatoria	<u>11,1</u> 0,015	<u>99,2</u> 0,072	<u>88,5</u> 0,186	<u>153,2</u> 0,318	<u>16,5</u> 0,005
Cladocera	<u>5,1</u> 0,152	<u>98,9</u> 2,829	<u>265,2</u> 19,816	<u>30,2</u> 0,844	<u>56,0</u> 2,764
Copepoda	<u>25,4</u> 0,289	<u>276,9</u> 3,458	<u>146,4</u> 2,758	<u>38,2</u> 0,594	<u>50,5</u> 1,605
Ostracoda	<u>1,0</u> 0,104	<u>21,2</u> 2,120	<u>0,3</u> 0,029	<u>0</u> 0	<u>0</u> 0
Личинки	<u>0,4</u>	<u>0,3</u>	<u>0,4</u>	<u>≤ 0,1</u>	<u>0,1</u>
Mollusca	<u>0,001</u>	<u>0,001</u>	<u>0,001</u>	<u>< 0,001</u>	<u>< 0,001</u>
Разом	<u>43,0</u> 0,561	<u>496,5</u> 8,480	<u>500,8</u> 22,790	<u>221,6</u> 1,756	<u>123,1</u> 4,374

Так, найбільші чисельність і біомаса були зареєстровані в заростях рдесників, де вони становили в середньому по двох водоймах 547,4 тис. екз/м³ і 25,914 г/м³, найменші – в очереті (64,6 тис. екз/м³ і 1,348 г/м³) [2, 5]. Проміжні та подібні між собою характеристики були зафіксовані в

заростях рогозу та глечиків, а також на чистоводі, де вони складали 349,0 тис. екз/м³, 337,3 і 145,2 тис. екз/м³ і 7,597 г/м³, 5,887 і 6,014 г/м³ відповідно. Тобто, кількісні параметри зоопланктону в занурених заростях були в середньому в 4 рази більшими, ніж такі в повітряно-водних заростях одного виду рослин (рогоз), в заростях з плаваючим листям і на чистоводі, і на порядок більшими, ніж такі в повітряно-водних заростях другого виду (очерет).

За кількісною структурою в Київському водосховищі на всіх без винятку станціях мілководь угруповання літорального зоопланктону були “кладоцерними”. Представники цієї групи домінували за біомасою з дуже великою перевагою – 74–92% (рис.). В Канівському водосховищі в повітряно-водних заростях угруповання були “копеподними” (41–52% біомаси), а в занурених заростях з плаваючим листям і на чистоводі – “кладоцерними” (48–87%), хоча і значною часткою веслоногих ракоподібних (12–37% біомаси).

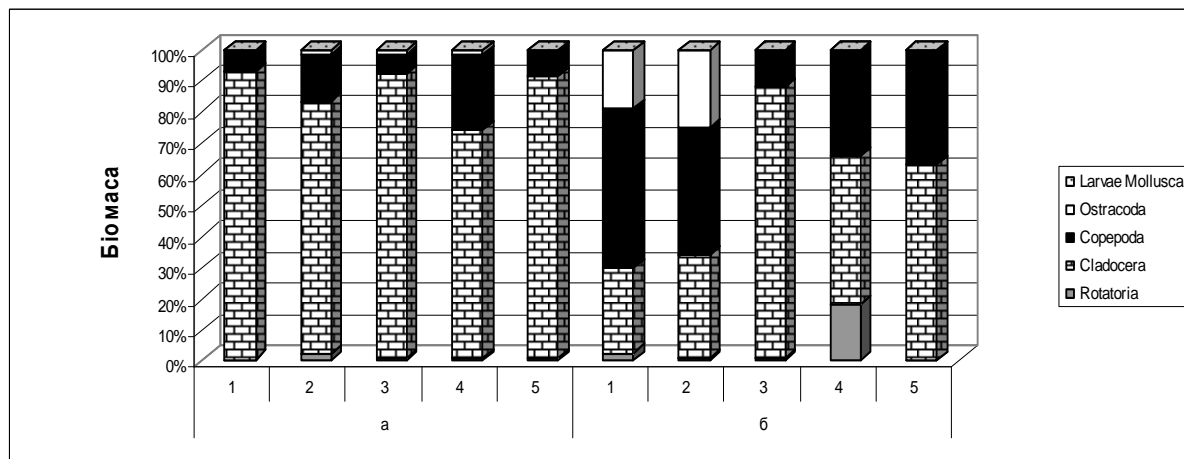


Рис. Співвідношення за біомасою таксонів літорального зоопланктону в різних заростях і на чистоводі (1 – очерет, 2 – ро́гіз, 3 – рдесники, 4 – глечики, 5 – чистовод; а – Київське і б – Канівське водосховище)

Висновки

Отже, угруповання літорального зоопланктону в дніпровських водосховищах різного типу відрізнялися якісним складом, хоча дуже подібні за кількісним розвитком і структурою. Так, у верхньокаскадному Київському водосховищі серед домінантів було порівняно більше коловороток (20% від загальної кількості видів) і пелагофілів (55%), а у внутрішньокаскадному Канівському – веслоногих ракоподібних (38%) і фітофілів (63%). При цьому загальні чисельність і біомаса складали в першому водосховищі 300,4 тис. екз/м³ і 11,112 г/м³ і 277,0 тис. екз/м³ і 7,592 г/м³ – в другому. Серед основних таксонів за біомасою всюди переважали представники Cladocera (87%). В обох водосховищах найбільший вміст зоопланктонів виявлено в заростях рдесників, менше – в рогозі, глечиках і на чистоводі, найменше – в очереті.

1. Зимбалева Л.Н. Закономерности формирования фауны зарослей высшей водной растительности Днепра и его водохранилищ / Л.Н. Зимбалева // Гидробиологический режим Днепра в условиях зарегулированного стока. – К.: Наук. думка, 1967. – С. 249–269.
2. Зимбалева Л.Н. Зоопланктон в зарослях водной растительности и его продуктивность / Л.Н. Зимбалева // Киевское водохранилище. – К.: Наук. думка, 1972. – С. 308–318.
3. Зимбалева Л.Н. Зоопланктон / Л.Н. Зимбалева // Мелководья Кременчугского водохранилища. – К.: Наук. думка, 1979. – 282 с.
4. Зимбалева Л.Н. Фитофильные беспозвоночные равнинных рек и водохранилищ / Л.Н. Зимбалева. – К.: Наук. думка, 1981. – 216 с.
5. Зимбалева Л.Н. Литоральный зоопланктон / Л.Н. Зимбалева // Беспозвоночные и рыбы Днепра и его водохранилищ. – К.: Наук. думка, 1989. – С. 5–21.
6. Зимбалева Л.Н. Фитофильный зоопланктон / Л.Н. Зимбалева // Гидроэкологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС. – К.: Наук. думка, 1992. – С. 93–100.
7. Зимбалева Л.Н. Структура и сукцессии литоральных биоценозов днепровских водохранилищ / Л.Н. Зимбалева, Ю.В. Плигин, Л.А. Хороших [и др.]. – К.: Наук. думка, 1987. – 204 с.

О.В. Пашкова

Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

ЛИТОРАЛЬНЫЙ ЗООПЛАНКТОН В ДНЕПРОВСКИХ ВОДОХРАНИЛИЩАХ
РАЗНОГО ТИПА

В работе представлены результаты исследования литорального зоопланктона заросших и незаросших участков двух разнотипных водохранилищ Днестра – верхнекаскадного Киевского и внутрикаскадного Каневского.

Ключевые слова: литоральный зоопланктон, днепровские водохранилища, заросли, многообразие, развитие

O.V. Pashkova

Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

LITTORAL ZOOPLANKTON IN DNIESTER RESERVOIRS OF DIFFERENT TYPE

In the work the results of investigation of littoral zooplankton of overgrown and unovergrown plots of two Dniester reservoirs of different type – upper-in-cascade Kyiv's and inner-in-cascade Kaniv's ones are given.

Key words: littoral zooplankton, Dniester reservoirs, overgrew, variety, development

УДК 574.64(595.324:001.891.53)

М.О. ПЛАТОНОВ¹, Д.В. СКВИРСЬКА², О.П. МАЦВЕЙКО²

¹Институт гідробіології НАН України

пр-т Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210

²Національний університет біоресурсів і природокористування

пр-т Героїв оборони, 15, Київ 03150, Україна

**ОЦІНКА ТОКСИЧНОСТІ ІНСЕКТИЦИДУ АКЦЕНТ МЕТОДОМ
БІОТЕСТУВАННЯ НА ГІЛЛЯСТОВУСИХ РАЧКАХ
У ГОСТРИХ ДОСЛІДАХ**

В гострих дослідях досліджена дія інсектициду Акцент (діюча речовина – диметоат, 400 г/дм³) на гіллястовусих ракоподібних *Daphnia magna* Straus та *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg. Отримані значення LC₅₀, LC₀ та LC₁₀₀ інсектициду для цих тест-об'єктів. Препарат Акцент можна характеризувати як токсичний та високотоксичний для гіллястовусих.

Ключові слова: гіллястовусі ракоподібні, пестициди, біотестування, гострі дослідження

Інсектицид Акцент належить до групи органофосфорних пестицидів, діючою речовиною його є диметоат (вміст 400г/дм³). Молекулярна формула диметоату – C₅H₁₂NO₃PS₂, розчинність у воді при температурі 20°C та рН 7 складає 23,8 г/дм³, при рН 9 – 25,0 г/дм³ [7]. На основі диметоату створено велику групу інсектицидів (Біммер, Данадим стабільний, Рубіж, Супер Бізон, Фосфамід, Рогор, БІ-58 тощо). Ці інсектициди широко використовуються на сільськогосподарських угіддях, що є потенціальним джерелом забруднення навколишнього середовища, включно водойм. Тому дослідження токсичності Акценту є актуальними.

Матеріал і методи досліджень

Для оцінки токсичності інсектициду проведені гострі дослідження з гіллястовусими рачками *Daphnia magna* Straus і *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg. В дослідях з молоддю *D. magna* і *C. affinis* інсектицид досліджували в діапазоні концентрацій від 20,0 мг/дм³ до 0,001 мг/дм³. Концентрації розраховували за діючою речовиною. Дослідження здійснювалися на нативній відстояній озерній воді. Кількість кисню у воді складала 8,3 мг/дм³, рН – 7,8. Дослідження з рачками здійснювалися при температурі 20,6–21,6°C. Необхідні концентрації для дослідження отримували шляхом послідовного розведення концентрованого розчину. На кожну концентрацію в дослідях з молоддю *D. magna* ставили по 6 повторностей, а з молоддю *C. affinis* по 3 повторності. Кількість рачків в

кожній склянці – 10 екз. Для дослідів використовували синхронізовану генетично однорідну культуру дафній і церіодафній.

Медіанна летальна концентрація інсектициду для гідробіонтів визначалася за пробітами [2]. Гострі досліди здійснювалися згідно прийнятим у водній токсикології стандартних методик [4, 5].

Як критерій токсичності розглядалася смертність (або виживання) тест-об'єктів в токсичному середовищі, а також ступінь стану і розвитку гонад і яєць у *C. affinis*.

Результати досліджень та їх обговорення

При концентрації препарату 20–15 мг/дм³ молодь дафній опускалася на дно склянок і гинула відразу після внесення рачків у розчини. При 10 мг/дм³ молодь опускалася на дно склянок через 1–2 хв, лежала на дорзальній стороні тіла, окремі екземпляри – на латеральній. Через год у при цій концентрації спостерігали 100% іммобілізацію рачків і лише під мікроскопом за слабким рухом грудних ніжок було помітно, що рачки живі. При 8 мг/дм³ і 6 мг/дм³ токсиканту рачки опускалися на дно склянок через 5–10 хвилин після їх внесення в розчини. У них порушувалася координація рухів, спостерігалася обертання навколо осі тіла. З часом спостерігали уповільнення серцебиття, рухів грудних ніжок. При концентрації 4 мг/дм³ координація рухів рачків порушувалася лише у окремих особин, але вже через 4–5 год вони знаходилися на дні склянок. Час від часу рачки могли рухатися, підніматися з дна склянок в товщу розчинів на декілька секунд. У багатьох спостерігалася обертання, що свідчить про дію препарату на їх нервову систему. Лише при концентрації інсектициду 3 мг/дм³ і нижче молодь дафній знаходилася в товщі розчинів впродовж всього досліду.

Через 24 год при концентрації інсектициду 10 мг/дм³ загибелі рачків не було відмічено, хоча всі вони знаходилися на дні склянок у важкому стані і у всіх було по два панцирі. Тіло рачків тремтіло. В аналогічному стані знаходилися рачки і при концентраціях 8 мг/дм³, 6 і 4 мг/дм³, але серед них була відмічена смертність. Загиблими виявилися ті рачки, у яких новий молодий панцир випинався з обох сторін стулок всередину і видавлював тіло рачка з-під панцира назовні. Молодий панцир відшаровувався від старого лише місцями, а по краям стулок не відшаровувався взагалі. Отже, загибель рачків при цих концентраціях впродовж 24 год. залежала від того, в який бік тіла випинався новий панцир. Якщо молодий панцир деформувався під старим (згинався, місцями випинався назовні), то рачки залишалися ще на деякий час живими.

Отже, в діапазоні концентрацій 10–4 мг/дм³ інсектицид Акцент негативно впливав на протікання першої линьки у молоді дафній. Рачки були надто кволими, не могли нормально рухатися, що також впливало на протікання линьки.

В цілому, ці концентрації виявилися для молоді дафній гостролетальними, бо 100% їх загибель спостерігалася через 48 год при 10–6 мг/дм³ та через 120 год. при концентрації 4 мг/дм³ препарату.

При концентрації 3 мг/дм³ і нижче перша линька у молоді дафній і всі наступні протікали без будь-яких відхилень від норми. При 3 мг/дм³ препарату впродовж 48 год загибелі молоді не відмічали, а через 72–96 год. вона складала 20,7–26,7% відповідно. Несуттєва смертність рачків була відмічена і при концентраціях 1–2 мг/дм³ (6,7%).

Вимірювання довжини тіла дафній в діапазоні концентрацій 3,0–0,001 мг/дм³ через 120 год показало, що вона складала 2,25–2,4 мм. Поведінка рачків та їх стан нічим не відрізнялися від контролю. На 6-ту добу у дафній розвивалися гонади, а на 7-му добу у 90% рачків у виводкових камерах знаходилися яйця. Отже, інсектицид в концентраціях 3 мг/дм³ і нижче негативно впливу на *D. magna* у гострих дослідах не виявляв.

Показники вітальних, летальних, медіанних концентрацій препарату приведені в табл. 1.

Таблиця 1

Показники гострої токсичності інсектициду Акцент для молоді *D. magna*, мг/дм³

Експозиція, год	LC ₀	LC ₁₀₀	LC ₅₀
48	3,0	6,0 – 10,0	5,98
72	2,0	6,0	4,09
96	0,5	6,0	3,41
120	0,5	4,0	3,12

З збільшенням експозиції вітальна концентрація до кінця досліду знижувалася в 6 разів, медіанна – в 1,5 рази. Отже, згідно класифікації [6] досліджуваний препарат належить до сильнотоксичних, згідно класифікації ВООЗ [1] – до токсичних.

Аналогічна картина поведінки під дією інсектициду спостерігалася і у молоді *C. affinis*. Так при концентрації 10 мг/дм³ молодь церіодафній паралізувало з моменту внесення їх у розчини. Всі рачки лежали на дні склянок на дорзальній стороні тіла, вони постійно тремтіли, по тілу пробігали судоми. Плавальні антени були підняті вверх над головою і зовсім не рухалися. Постабдомен спочатку безперервно скорочувався, в результаті чого вміст кишечника виштовхувався назовні. З часом рух грудних ніжок уповільнювався і уже через год.у в ряді повторностей спостерігалася 90–100%-ва загибель рачків, решта – корчилася від судом. При 8 мг/дм³ активність молоді *C. affinis* різко знижувалася через 10–15 хв. з моменту посадки. Разом з тим, більшість з них рухалися в товщі розчинів біля дна склянок. Уже через год.у при цій концентрації у ряді повторностей спостерігалася 70–80% смертність, у решти спостерігали скорочення постабдомена. У більшості мертвих рачків постабдомен був витягнутий з-під панцира. Через 1,2–1,5 год спостерігалася 100% смертність. Такі самі відхилення спостерігалися і при концентрації 6 мг/дм³ препарату. Смертність молоді в ряді повторностей уже через 1 год складала 20–50%. Через 2 год спостерігалася 90%-ва смертність рачків, а у решти ледь-ледь скорочувалося серце, грудні ніжки майже не рухалися. У всіх мертвих рачків постабдомен був витягнутий. При 4 мг/дм³ препарату через 2 год була відмічена 20% смертність рачків, решту – також можна відносити до мертвих. У всіх були порожні кишечника, їх тіло безперервно тремтіло, а серце і грудні ніжки майже не скорочувалися. При концентрації 2 мг/дм³ через 2 год у 80% молоді спостерігали обертання, вони знаходилися у нижніх шарах розчинів біля дна склянок, решта лежали на дні і заледве рухали грудними ніжками. Загибель рачків складала 5%. При концентрації 1 мг/дм³ і нижче поведінка рачків була як в контролі. Через 24 год. 100% смертність рачків була відмічена при концентрації 0,75 мг/дм³ і вище. Спостерігалася висока смертність церіодафній і при концентрації 0,5 мг/дм³ (86,7%). Не відмічена загибель рачків лише при 0,5 мг/дм³ препарату і нижче. Проте, з подовженням експозиції концентрація препарату 0,25 мг/дм³ виявилася гостротоксичною, 100% загибель рачків була відмічена через 96 год. Лише при концентрації 0,1 мг/дм³ і нижче спостерігалася 100% виживання молоді церіодафній. Через 72 год при концентраціях 0,1–0,001 мг/дм³ у рачків з'явилися гонади і всі вони через 120 год дали потомство другого покоління і знову відклали яйця у виводкові камери. Отже, ці концентрації не виявляли токсичності для рачків в гострих дослідах.

Вітальні, летальні і медіанні концентрації препарату для церіодафній представлені в табл. 2.

Таблиця 2

Показники гострої токсичності інсектициду Акцент для молоді *C. affinis*, мг/дм³

Експозиція, год	LC ₀	LC ₁₀₀	LC ₅₀
24	0,25	0,75	0,408
48	0,1	0,5	0,308
72	0,1	0,5	0,215
96–120	0,1	0,25	0,175

Отже, згідно цих даних інсектицид належить до високо- і сильнотоксичних препаратів [1, 3, 6].

Слід зауважити, що молодь *C. affinis* показала значно вищу чутливість до інсектициду, ніж молодь *D. magna*.

Висновки

1. Інсектицид Акцент (діюча речовина – диметоат, 400 г/дм³) проявляє гостролетальну дію на молодь *D. magna* в концентрації 4 мг/дм³ і вище, а на молодь *C. affinis* в концентрації 0,25 мг/дм³ і вище. Інсектициду властива нервово-паралітична дія.
2. Медіанна концентрація (LC₅₀) препарату для молоді *D. magna* через 120 год складала 3,2 мг/дм³, а для молоді *C. affinis* – 0,175 мг/дм³. Молодь церіодафній значно чутливіша до інсектициду, ніж молодь дафній.
3. Вітальними концентраціями (LC₀) препарату впродовж всього дослідження були для дафній 0,5 мг/дм³ і нижче, а для церіодафній – 0,1 мг/дм³ і нижче.
4. Інсектицид Акцент можна характеризувати як токсичний і високотоксичний для гіллястовусих рачків.

1. Арсан О.М. Екологічна оцінка небезпечності пестицидів для водної екосистеми / О.М. Арсан // Мат. наук.-практ. семінарів „Сучасні наукові підходи до реєстрації пестицидів”. – К., 1998. – С. 70–71.
2. Бельський М.Л. Элементы количественной оценки фармакологического эффекта / М.Л. Бельский – Л.: Медицина, 1963. – 151с.

3. Лесников Л.А. Классификация пестицидов с рыбохозяйственных позиций / Лесников Л.А., Врочинский К.К. // Изв. ГосНИОРХ. – 1974. – Вып.98. – С. 9–14.
4. Методика визначення гострої токсичності води на ракоподібних *Daphnia magna* Straus. КНД 211.1.4.05–97. – К., 1997. – 13 с.
5. Методика визначення гострої токсичності води на ракоподібних *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg. КНД 211.1.4.055–97. – К., 1997. – 13 с.
6. Метелев В.В. Водная токсикология / В.В. Метелев, А.И. Канаев, Н.Г. Дзасохова – М.: Колос, 1971. – 236 с.
7. A World Compendium // The Pesticide Manual / Editor: CDS Tomlin. British Crop Protection Council. – 1994. – P. 349 – 350.

Н.А. Платонов¹, Д.В. Сквирская², О.П. Мацвейко²

¹Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

²Национальный университет биоресурсов и природопользования, Киев, Украина

ОЦЕНКА ТОКСИЧНОСТИ ИНСЕКТИЦИДА АКЦЕНТ МЕТОДОМ БИОТЕСТИРОВАНИЯ НА ВЕТВИСТОУСЫХ РАЧКАХ В ОСТРЫХ ОПЫТАХ

В острых опытах исследовано действие инсектицида Акцент (действующее вещество – диметоат, 400 г/дм³) на ветвистоусых ракообразных *Daphnia magna* Straus и *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg. Определены значения LC₅₀, LC₀ и LC₁₀₀ инсектицида для данных тест-объектов. Препарат Акцент можно характеризовать как токсичный и высокотоксичный для ветвистоусых.

Ключевые слова: ветвистоусые ракообразные, пестициды, биотестирование, острые опыты

М.О. Platonov¹, D.V. Skvirskaya², O.P. Matzvejko²

THE ESTIMATE OF THE INSECTICIDE ACCENT TOXICITY BY BIOTEST METHOD ON THE CLADOCERA IN ACUTE EXPERIMENTS

¹ Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

² National University of Life and Environmental Science of Ukraine, Kyiv

In acute experiments the influence of the insecticide Accent (action matter – the dimetoat, 400 g/dm³) to the Cladocera *Daphnia magna* Straus and *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg was investigated. The values of the insecticide LC₅₀, LC₀ and LC₁₀₀ for given test-objects were found. The preparation Accent it is possible to characterize as toxicity and high toxicity for the Cladocera.

Key words: Cladocera, pesticide, biotest, acute experiments

УДК (574.5(28) : 591.524.11) (574.58 : 574.587)

Ю.В. ПЛІГІН, С.Ф. МАТЧИНСЬКА, Н.І. ЖЕЛЕЗНЯК, Т.М. КОРОТКЕВИЧ

Інститут гідробіології НАН України

пр-т Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210

СУКЦЕСІЙНІ ПРОЦЕСИ В ЦЕНОЗАХ МАКРОЗООБЕНТОСУ КИЇВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

Встановлено, що сукцесія ценозів макрозообентосу Київського водосховища відбувається згідно з концепцією стадійності розвитку зообентосу водосховищ Ф.Д. Мордухай-Болтовського, але нерівномірно у різних частинах водосховища, що відрізняються за морфологією й гідрологічним режимом.

Ключові слова: водосховище, макрозообентос, біоценоз, екосистема, сукцесія

Київське водосховище існує вже 45 років. Для річок чи природних озер цей строк незначний в їхньому існуванні як екосистем з притаманним їм комплексом біоти. Зовсім інакше відбувається формування та подальший розвиток біотичних компонентів водосховищ, які є природно-техногенними об'єктами, що створені та використовуються для задоволення численних потреб людини, а одночасно є складовою частиною природи [3]. У водосховищах є значна відмінність гідрологічного режиму за подовжньою віссю, що дозволяє виділяти річкову, проміжну та озерну частини з різним ступенем замулення дна, особливостями гідрохімічних показників тощо. Їх комплекс визначає у новоствореному водосховищі формування ценозів гідробіонтів з спектром екологічних вимог, що забезпечуються саме в певних частинах водойм (реофільні чи стагнофільні,

псамофільні чи пелофільні, оксифільні чи евриоксифіонтні тощо). Розвиток таких угруповань залежатиме від впливу комплексу абіотичних факторів природного або антропогенного походження, а згодом і зумовлених середовищеутворюючою функцією масових видів гідробіонтів. Такі послідовні зміни біоценозів у часі, що наслідують один одного на тій самій території (акваторії) і спрямовані на досягнення рівноваги умов, що створюються середовищем та одночасно оптимізують розвиток біоти, становлять явище, відоме як екологічна сукцесія [2, 7].

Мета цього повідомлення – аналіз передумов та наслідків сукцесійних перебудов у такому важливому компоненті біоти Київського водосховища як макрозообентос (МЗБ).

Матеріал і методи досліджень

В роботі використані результати обробки проб МЗБ, зібраних на Київському водосховищі влітку 1992, 1994 та 2007–2009 рр. Збір за стандартною сіткою станцій та обробку проб виконано згідно методик [9].

Результати досліджень та їх обговорення

Багаторічна динаміка якісної структури та кількісного розвитку МЗБ Київського водосховища (табл.) свідчить про те, що за роки його існування в більшості основних таксономічних груп відбулися дуже значні зміни.

Таблиця

Багаторічна динаміка структури макрозообентосу Київського водосховища (чисельність, екз/м²/біомаса, г/м²)

Рік	Група організмів												
	Polychaeta	Oligochaeta	Hirudinea	Mollusca	Isopoda	Gammaridae	Corophiidae	Mysidae	Trichoptera	Ephemeroptera	Chironimidae	Varia	Всього
1967	<u>0</u> 0	<u>3149</u> 1,45	<u>18</u> 0,23	<u>575</u> 69,43	<u>43</u> 0,54	<u>2</u> 0,07	<u>≤1</u> ≤0,01	<u>0</u> 0	<u>10</u> 0,04	<u>6</u> 0,02	<u>3125</u> 3,24	<u>4</u> 0,11	<u>6932</u> 75,13
1992, 1994	<u>151</u> 0,79	<u>1200</u> 2,64	<u>33</u> 0,31	<u>1937</u> 1415,11	<u>12</u> 0,03	<u>258</u> 1,51	<u>739</u> 0,66	<u>6</u> 0,02	<u>28</u> 0,30	<u>3</u> 0,01	<u>1514</u> 4,77	<u>38</u> 0,11	<u>5919</u> 1426,26
2008, 2009	<u>202</u> 2,37	<u>1212</u> 4,40	<u>25</u> 0,18	<u>2397</u> 1779,75	<u>0</u> 0	<u>179</u> 0,74	<u>1299</u> 2,20	<u>8</u> 0,03	<u>6</u> 0,18	<u>0</u> 0	<u>636</u> 1,82	<u>2</u> 0,05	<u>5966</u> 1791,72

Різко знизилась чисельність псамо-реофільних (переважно дрібних) видів олігохет та хірономід з пропорційним збільшенням біомаси крупних пелофільних видів. Спостерігалася так звана “хірономусна” стадія переформування МЗБ. За ці роки значно збагатився за рахунок інтродукції та інвазії склад вищих ракоподібних: мізид, гамарид та поліхет понто-каспійського комплексу [9].

В перші роки по всій акваторії відбувся “вибуховий” розвиток *Dreissena polymorpha* Pall., яка в Дніпрі траплялася обмежено в придатковій системі, а вже через десять років її майже повністю витіснила на глибоководних акваторіях *Dreissena bugensis* Andr. Зміни структури МЗБ істотно відрізняються в різних частинах водосховища. В Дніпровському, Прип'ятському річкових підрайонах ще трапляються реофільні види хірономід, олігохет, однокорів та волохокрильців. Як і в незарегульованому Дніпрі, вздовж берегів відмічені щільні поселення *Viviparus viviparus* L., *Lithoglyphus naticoides* C. Pf. В середній та нижній частинах Київського водосховища за біономічною методикою [1] виділені два найбільш поширених ценотичних угруповання: *D. bugensis* + *D. polymorpha* та *Chironomus plumosus* + *Limnodrilus hoffmeisteri*, що займають акваторії з глибинами від максимальних до 4–5 м. Їх наявність відслідковується протягом 25–30 останніх років з певними кількісними коливаннями в ценозі дрейсен внаслідок періодичного розвитку зимових задух. Вони досить небагаті за видовим складом (9–12 видів) з порівняно невисокою біомасою “м'яких” компонентів [9].

Специфічним угрупованням є ценоз *Lipiniella arenicola* + *Cladotanytarsus* gr. *mancus* – яскравий приклад едафічного клімаксу. Він нараховує 5 видів з біомасою 4,1–4,8 г/м² і розповсюджений у нижній і середній частинах водосховища на піщаному узбережжі з глибинами 0,1–1,1 м, що зазнає регулярного вітро-хвильового та антропогенного впливу внаслідок щорічного

осушення літоралі взимку. Однак він відновлюється протягом вегетаційного періоду за рахунок розмноження хірономід і олігохет з коротким життєвим циклом та рухливих ракоподібних (гамарид та мізид). Існування подібної імпульсно стабілізованої системи становить взірць реалізації сезонної циклічної сукцесії, або лабільного клімаксу [4].

Виходячи з наведених фактів, не слід абсолютизувати відомі положення, що в клімаксових біоценозах спостерігаються максимальні показники біорізноманіття, біомаси, трофічних зв'язків [7, 11].

Протягом 45 років існування Київського водосховища в бентосній складовій його біоти відбулися докорінні зміни як видового складу, так і домінантних видів, що створило нову якісну структуру МЗБ з новими кількісними співвідношеннями його складових. Ці зміни відбувалися протягом всього періоду існування водосховища під впливом багатьох абіотичних і біотичних факторів, але одним з провідних слід вважати едафічний, оскільки у сформованих ценозах домінантами виступають види, характерні саме для певного типу донних відкладів. Крім того, самі організми виступають як середовищеутворюючий фактор, формуючи своєрідні “корофійні ґрунти”, або ракушнякові відкладення в зонах розвитку ценозу дрейсени, що характерно для водосховищ [9, 12].

У ході сукцесії формуються, а потім руйнуються, ценотичні угруповання [10]. Щодо ценозів МЗБ водосховищ, сукцесійні процеси сформулював у концепцію стадійності розвитку. Ф.Д. Мордухай-Болтовський [5] ще у розквіт гідроенергетичного будівництва в СРСР позначив три стадії цього процесу: 1 – руйнування річкових біоценозів, 2 – тимчасового біоценозу мотіля («хірономусна») і 3 – формування постійних біоценозів відповідно до певних екологічних умов. Важливо, що близько 10 р. по тому була підтверджена об'єктивність виділення таких стадій і для водосховищ Дніпровського каскаду [8], а С.М. Ляхов [5] у розвиток цієї концепції виокреслив й четверту стадію – “нівелювання біотопів” і якісне збіднення бентосних ценозів, підкресливши, що вона буде дуже тривалою. В дніпровських водосховищах ця стадія може реалізуватися найповніше саме у верхньому (головному) Київському водосховищі, в яке, на відміну від розташованих нижче, і в подальшому постійно надходять величезні маси алохтонних завислих речовин з Дніпра та Прип'яті, нівелюючи відмінності донних ґрунтів затопленого русла, суші, заплавної водойми, що призведе (вже спостерігається) до гомогенізації ценотичної структури МЗБ. Разом з тим, у різних за режимом проточності частинах водосховища біоценотичні сукцесії відбуваються з різною швидкістю, що особливо помітно у мілководному верхів'ї. З перших років тут з'являються фітоценози вищих водних рослин, склад яких та щільність як середовищеутворюючий фактор впливають на гідрохімічний режим та формування донних відкладів, що надалі визначає структурні характеристики угруповань МЗБ. Від прируслових ділянок до притерасних по своєрідній трансекті вже в перші 5–10 років можна було прослідкувати сукцесію ценозів МЗБ від типового річкового до болотного [9].

Не зважаючи на те, що окремі компоненти екосистем водосховищ, зокрема Київського, пройшли певні стадії розвитку й вийшли на завершальні стадії сукцесії – клімаксові або субклімаксові, подальший розвиток їх екосистем залежатиме від використання людиною абіотичних і біотичних ресурсів водойм [6]. Зміни рівневого режиму, швидкості течії, меліоративні заходи, акліматизація гідробіонтів тощо можуть обумовити оберненість сукцесійних змін окремих компонентів біоти на більш чи менш значних акваторіях, “омолоджуючи” їх, відкинувши на початкові етапи розвитку.

Висновки

У Київському та інших водосховищах, що становлять особливий тип водних об'єктів природно-техногенного походження, сукцесії угруповань гідробіонтів, зокрема МЗБ, відбуваються відповідно до концепції стадійності розвитку зообентосу, сформульованої Ф.Д. Мордухай-Болтовським, але з різною швидкістю в окремих частинах водосховищ, що обумовлюється, переважно, абіотичними факторами.

Сукцесія ценозів МЗБ Київського водосховища протікає за принципом едафічної адаптації з ознаками входження у четверту стадію сукцесії – біоценотичного нівелювання, викликаного прогресуючим замуленням, що притаманно й іншим водосховищам Дніпра та Волги.

1. Броцкая В.А. Количественный учет фауны Баренцева моря / Броцкая В.А., Зенкевич Л.А. // Тр. ВНИИ морского рыб. хоз-ва и океаногр. – 1939. – Т. 4. – С. 5–98.
2. Заварзин Г.А. Бытие и развитие: эволюция, сукцессия, хаэссеитас / Г.А. Заварзин // Вестн. РАН. – 2007. – Т. 77, № 4. – С. 334–340.
3. Кудерский Л.А. Экосистемы водохранилищ как самостоятельный тип водных экосистем / Л.А. Кудерский // Тез. докл. V съезда Всесоюз. гидробиол. об-ва. – Ч. 2. – Куйбышев: Волжская коммуна, 1986. – С. 84–85.

4. Лазарева В.И. Сукцессия экосистемы Рыбинского водохранилища: анализ данных за 1941–2001 гг. / В.И. Лазарева // Актуальные проблемы рационального использования ресурсов водохранилищ. – Рыбинск, 2005. – С. 162–177.
5. Ляхов С.М. Многолетние изменения биомассы бентоса в Куйбышевском водохранилище / С.М. Ляхов // Гидробиол. журн. – 1974. – Т. 10, № 4. – С. 21–23.
6. Назаренко В.А. Куйбышевскому водохранилищу – 50 лет / В.А. Назаренко, И.Ю. Валкин, А.С. Ратанов // 21 Любимцевские чтения «Современные проблемы эволюции»: Сб. докл. Ульяновск, Россия, 2007. – Ульяновск, 2007. – С. 364–369.
7. Одум Ю. Основы экологии / Ю. Одум – М.: Мир, 1975. – 740 с.
8. Оливари Г.А. Макрозообентос Киевского водохранилища / Г.А. Оливари // Киевское водохранилище. – К.: Наук. думка, 1972. – С. 364–388.
9. Плигин Ю.В. Многолетние изменения состава и количественного развития макрозообентоса Киевского водохранилища / Ю.В. Плигин // Гидробиол. журн. – 2008. – Т. 44, № 5. – С. 17–35.
10. Скальская И.А. Механизмы сукцессий зооперифитона / И.А. Скальская // Биология внутренних вод. – 2000. – № 2. – С. 20–30.
11. Kimmerer W.J. Diversity / stability: a criticism / W.J. Kimmerer // Ecology. – 1984. – Vol. 65, N 6. – P. 1936–1938.
12. Puczyńska I. Różnorodność biologiczna fauny dennej i jej rola w Kształtowaniu szlaków biogenów w Zbiorniku Sulejowskim / Puczyńska I., Skrzypski J. // Central European Conference ECOpole'07: Duszynki Zdroj, 18–20 oct., 2007. – Vol. 1, N 1–2. – P. 211–219.

Ю.В. Плигин, С.Ф. Матчинская, Н.И. Железняк, Т.М. Короткевич

Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

СУКЦЕССИОННЫЕ ПРОЦЕССЫ В ЦЕНОЗЕ МАКРОЗООБЕНТОСА КИЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Установлено, что сукцессия ценозов макрозообентоса Киевского водохранилища происходит в соответствии с концепцией стадийности развития зообентоса водохранилищ Ф.Д. Мордухай-Болтовского, но неравномерно в разных частях водохранилища, отличающихся по морфологии и гидрологическому режиму.

Ключевые слова: водохранилище, макрозообентос, биоценоз, экосистема, сукцессия

Yu. V. Pligin, S. F. Matchinska, N. I. Zheleznyak, T. M. Korotkevich

Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

SUCCESSION PROCESSES ARE IN CENOSIS OF MACROZOOBENTHOS OF KYIV WATER RESERVOIR

The macrozoobenthic coenoses' succession in the Kyiv water reservoir corresponds to the concept of zoobenthos phasic development in water reservoirs, put forward by F.D. Mordukhay-Boltovskoy. However it is non-uniform in the water reservoir different parts, which vary in morphology and hydrologic regime.

Key words: reservoir, macrozoobenthos, biocenosis, ecosystem, succession

УДК [639.311:631.8]:[574.583]

Н.М. ПОНОМАРЕНКО¹, В.І. ЩЕРБАК²

¹Інститут рибного господарства НААН України

вул. Обухівська 135, Київ 03164

²Інститут гідробіології НАН України

пр-т Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210

ВІДХОДИ ПИВОВАРНОГО ВИРОБНИЦТВА У ФОРМУВАННІ ПРИРОДНОЇ КОРМОВОЇ БАЗИ АКВАКУЛЬТУРИ

Ключові слова: аквакультура, бактеріопланктон, чисельність, біомаса, природна кормова база, пивна дробина

Встановлено, що використання в аквакультурі пивної дробини, яка є відходом пивоваріння, як удобрювача рибницьких ставів дає можливість інтенсифікувати розвиток компонентів природної кормової бази, зокрема бактеріопланктону.

Актуальною проблемою аквакультури сьогодення є інтенсифікація природної кормової бази. Важливим фактором, що впливає на рибопродуктивність, є кормність водойм, яка формується природною кормовою базою, запасом та ступенем відновлення протягом літа різних кормових організмів після поїдання їх рибами. Відомо, що найменші витрати корму на одиницю приросту і найвищий темп росту коропа – основного об'єкта аквакультури, досягається при співвідношенні в живленні один до одного штучної та природної кормової бази, важливим компонентом якої є бактеріопланктон [5]. Величина приросту риби на одиницю водної площі ставу за рахунок природної кормової бази залежить від багатьох факторів, зокрема від якості води та від інтенсивності формування біотичних факторів. Одним з найважливіших заходів інтенсифікації цього процесу є внесення різних видів добрив для формування природної кормової бази, та особливо бактеріопланктону – однієї з найважливіших трофічних ланок.

Під дією добрив значно збільшується загальна чисельність і біомаса бактеріопланктону, стимулюється його фізіологічна активність яка визначає темп та спрямованість мікробіологічних процесів [3].

Отож, актуальним є пошук та застосування нових органічних добрив які є безпосереднім субстратом для бактерій, що має важливе значення в прискоренні біопродукційних процесів та формуванні додаткових кормових ресурсів для риб. Одним з потенційних удобрювачів може бути пивна дробина, що являється відходами пивоварного виробництва і лишається після варіння, містить частини ядер та оболонки зерен.

Метою нашої роботи було дослідження можливості використання відходів пивоваріння – пивної дробини як органічного добрива у формуванні компонентів природної кормової бази, зокрема бактеріопланктону в аквакультурі.

Матеріал і методи досліджень

Дослідження проводили впродовж 2008 р. в лабораторних умовах, в 6 акваріумах ємністю 3 дм³ та у 7 вирощувальних ставах площею 0,5 га, з середньою глибиною 1,5 м кожен на базі дослідного господарства “Нивка” Інституту рибного господарства НААН України, м. Київ.

Для дослідів у акваріумах воду відстоювали та відціджували через сито № 76. Досліди проводились за трьома варіантами. У акваріуми I варіанту вносили пивну дробину із розрахунку 0,2 г/дм³, у акваріуми II варіанту – вносили перегній із розрахунку 0,2 г/дм³, а у III варіанті (контроль) – не застосовували ніяких добрив. Для інтенсифікації трофічних ланцюгів крім внесення добрив на третю добу після закладення дослідів було посаджено дафній. Температура води у акваріумах впродовж всіх дослідів була в межах 21,5±0,5°С.

Подальше камеральне опрацювання натурного матеріалу проводили згідно загально прийнятих мікробіологічних методик [1]. Вивчення впливу нормування та режиму внесення пивної дробини проводили за чотирма варіантами дослідів. У стави I варіанту вносили пивну дробину в розрахунку 2 т/га – двічі за сезон, II варіанту – 2 т/га одноразово, у стави III варіанту для порівняння вносили перегній у розрахунку 2 т/га, та IV варіант – був контрольним, без внесення добрив.

В травні дослідні стави №№ 1–7 господарства “Нивка” були зариблені чотириденними личинками лускатого коропа, отриманими в заводських умовах, з розрахунку 100 тис. екз/га.

Мікробіологічні проби в польових умовах відбирали два рази на місяць, з експериментальних акваріумів на початку та в кінці дослідів. Кількісна оцінка бактерій визначалась методом прямого підрахунку Разумова. При підрахунку бактерій на мембранних фільтрах одночасно проводили вимірювання розмірів клітин з метою визначення їх об'єму для розрахунку сезонної біомаси [4].

Результати досліджень та їх обговорення

Тенденція до збільшення чисельності та біомаси бактеріопланктону в лабораторних умовах протягом періоду досліджень прослідковується лише у дослідях з пивною дробиною. У варіантах з перегноем та без удобрювача чисельність та біомаса бактеріопланктону на кінець дослідів була нижчою ніж на початку. Початкова чисельність була на рівні 2,93 млн.кл/дм³, біомаса 2,34 мг/дм³, у досліді з пивною дробиною при його закінченні чисельність складала 3,08 млн.кл/дм³, біомаса 2,47 мг/дм³, з перегноем 2,36 млн.кл/дм³, 2,30 мг/дм³, у досліді без удобрювача 1,89 млн.кл/дм³, 1,84 мг/дм³ відповідно (табл. 1).

Паралельно з дослідженнями в лабораторних умовах були проведені досліді у ставах. Загальна чисельність бактеріопланктону у ставах із внесенням пивної дробини 2 т/га два рази за сезон були в межах 1,70±0,07 – 6,31±1,81 млн.кл/дм³, біомаса 1,36±0,06 – 5,05±1,45 мг/дм³ відповідно. Середньосезонні показники чисельності були на рівні 3,04±0,06 млн.кл./дм³, біомаса – 2,45±0,54 мг/дм³. У ставах з одноразовим внесенням пивної дробини у кількості 2 т/га ці показники

ПРИСНОВОДНА ГІДРОБІОЛОГІЯ

коливались в межах $1,69 \pm 0,14$ – $6,97 \pm 1,28$ млн.кл/дм³ та $1,35 \pm 0,12$ – $5,00 \pm 1,00$ мг/дм³, з середньосезонними показниками $2,99 \pm 0,58$ і $2,32 \pm 0,56$ відповідно. У ставах, що були удобрені перегноєм, чисельність і біомаса бактеріопланктону були значно нижчими – $1,77 \pm 0,26$ – $4,35 \pm 0,68$ млн.кл/дм³ та $1,42 \pm 0,21$ – $3,48 \pm 0,54$ мг/дм³ відповідно. Найнижчими ці показники були у IV варіанті – без внесення добрив – $1,08$ – $5,65$ млн.кл/дм³ та $0,87$ – $4,52$ мг/дм³ відповідно.

Таблиця 1

Динаміка чисельності та біомаси бактеріопланктону в лабораторних дослідах щодо внесення різних доз удобрювачів, 2008р.

Дати проведення дослідів		Варіанти дослідів та добрива	Концентрація удобрювача, г/дм ³	Чисельність та біомаса бактеріопланктону, млн.кл./дм ³ мг/дм ³	
закладено	знято			Початкова проба	Кінцева проба
04.03	24.03	I пивна дробина	0,2	<u>2,93</u> 2,34	<u>3,08</u> 2,47
04.03	24.03	II перегній	0,2	<u>2,93</u> 2,34	<u>2,36</u> 1,89
04.03	24.03	III без удобрювача	-	<u>2,93</u> 2,34	<u>2,30</u> 1,84

Навесні чисельність бактеріопланктону була вищою ніж у червні, оскільки з настанням літніх температур та значного розвитку бактеріопланктону сформувалися оптимальні умови для вегетації зоопланктону важливим харчовим ресурсом якого є бактерії [2]. Тому в червні абсолютні показники бактеріопланктону знизились на 30% у ставах I варіанту, на 55,5% у II варіанті та у ставах з перегноєм 23,7%. Після повторного внесення пивної дробини, у I варіанті в серпні відмічалось помітне збільшення розвитку бактеріопланктону до $3,56 \pm 0,75$ млн.кл/дм³, а II, III і IV варіантах чисельність становила $2,62 \pm 0,47$ млн.кл/дм³, $2,82 \pm 0,24$ та $2,56 \pm 1,10$ млн.кл/дм³ відповідно. У вересні з накопиченням органічних речовин, відмиранням і розкладанням фітопланктону чисельність бактеріопланктону збільшилась порівняно з цими показниками у серпні, у всіх ставах: I варіанту на 42%, II варіанту – 62%, III варіанту – 35% і IV варіанту – 55%. Отримані результати представлені в табл. 2.

Таблиця 2

Динаміка чисельності і біомаси бактеріопланктону(млн.кл./дм³ / мг/дм³) у варіантах дослідів ставів рибгоспу “Нивка”

Варіанти дослідів	Місяці					
	Травень	Червень	Липень	Серпень	Вересень	Середнє за вегетаційний період
I варіант пивна дробина (2 т/га, 2 рази за сезон)	<u>2,43±0,05</u> 1,95±0,03	<u>1,70±0,07</u> 1,36±0,06	<u>2,51±0,62</u> 2,08±0,54	<u>3,56±0,75</u> 2,85±0,6	<u>6,31±1,81</u> 5,05±1,45	<u>3,04±0,66</u> 2,45±0,54
II варіант пивна дробина (2 т/га)	<u>3,79±0,60</u> 3,03±0,47	<u>1,69±0,14</u> 1,35±0,12	<u>2,25±0,40</u> 1,80±0,32	<u>2,62±0,47</u> 2,09±0,38	<u>6,97±1,28</u> 5,00±1,00	<u>2,99±0,58</u> 2,32±0,56
III варіант перегній (2 т/га)	<u>2,32±0,40</u> 1,86±0,32	<u>1,77±0,26</u> 1,42±0,21	<u>2,74±0,31</u> 2,43±0,24	<u>2,82±0,24</u> 2,26±0,19	<u>4,35±0,68</u> 3,48±0,54	<u>2,61±0,38</u> 2,05±0,30
IV варіант Контроль (без удобрювача)	<u>1,08±0,17</u> 0,87±0,14	<u>2,18 ±0,51</u> 1,75 ± 0,4	<u>2,25 ± 0,47</u> 1,8 ± 0,38	<u>2,56 ± 1,1</u> 2,05 ± 0,87	<u>5,65±1,14</u> 4,52±0,92	<u>2,74 ± 0,56</u> 2,2 ± 0,55

Висновки

Проведений порівняльний аналіз результатів, отриманих в лабораторних умовах та натурних дослідів на рибницьких ставах, дозволяє стверджувати: при концентрації г/дм³ та в перерахунку на т/га реакція бактеріопланктону на пивну дробину та загальноприйнятого в рибництві удобрювача, яким є перегній, статистично не відрізняється. За підсаження дафній у акваріуми та їх природнього

розвитку в ставах інтенсифікується розвиток бактеріопланктону. В цьому випадку внесення пивної дробини виявилось кращим, ніж перегною.

Пивна дробина є дешевим, доступним, екологічно чистим добривом для використання у аквакультурі.

1. Антипчук А.Ф. Водна мікробіологія / Антипчук А.Ф., Кіреєва І.Ю. – К: НАУ, 2003. – 224 с.
2. Воронова Г.П. Потребление бактериопланктона массовыми видами ветвистоусых ракообразных прудового зоопланктона / Г.П. Воронова // Сб. научн. труд. "Вопросы интенсификации товарного рыбоводства". – М.: ВНИИПРХ. 1987. – Вып.51. – С. 179–181.
3. Кузнецов С.И. Опыт применения зеленых и минеральных удобрений в прудах рыбхоза «Усть-Койсуг» Ростовской области / С.И. Кузнецов // Тр. ВГБО. – 1956. – Т. УП. – С. 36–52.
4. Кузнецов С. И. Методы изучения водных микроорганизмов / Кузнецов С.И., Дубинина Г.А. – М.: Наука, 1989. – 288 с.
5. Харитонова Н.Н. Влияние удобрений на повышение рыбопродуктивности прудов / Технология производства рыбы / Н.Н. Харитонова. – М.: Колос, 1974. – С. 66–73.

Н.М. Пономаренко¹, В.И Щербак²

¹Институт рыбного хозяйства НААН Украины, Киев

²Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

ОТХОДЫ ПИВОВАРЕНИЯ В ФОРМИРОВАНИИ ЕСТЕСТВЕННОЙ КОРМОВОЙ БАЗЫ АКВАКУЛЬТУРЫ

Установлено, что использование в аквакультуре пивной дробинки, которая является отходом пивоварения, как удобрения рыбоводных прудов, дает возможность интенсифицировать развитие компонентов естественной кормовой базы, в частности бактериопланктона.

Ключевые слова: аквакультура, бактериопланктон, численность, биомасса, естественная кормовая база, пивная дробина

N.M. Ponomarenko¹, V.I. Scherbak²

¹Institute of fish economy of NAAS of Ukraine, Kyiv

²Institute hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

THE BREWING OF WASTE INDUSTRY FORMING NATURAL FORAGE RESERVE AQUACULTURE

Our study shows that the application of waste-products of brewing industry, namely the barley-corn, as a fertilizer of fish-breeding ponds results in the intensification of bakterioplankton growth, which is an important component of natural food reserve for fishes.

Key words: aquiculture, bakterioplankton, quantity, biomasa, natural forage base, beer pellet

УДК 591.55(571.651)

Е.В. ПОТИХА

Сихотэ-Алинский государственный природный биосферный заповедник
ул. Партизанская, 44, Терней, 692150, Россия

ДИНАМИКА БИОМАССЫ И ЧИСЛЕННОСТИ БЕНТОСА В ВОДОТОКАХ СИХОТЭ-АЛИНСКОГО БИОСФЕРНОГО ЗАПОВЕДНИКА (ПРИМОРЬЕ, РОССИЯ)

На основании собственных данных получены количественные характеристики бентоса в горных холодноводных водотоках Сихотэ-Алинского биосферного заповедника. Выявлены основные особенности продольного распределения бентоса и ведущих групп беспозвоночных в водотоках разного типа.

Ключевые слова: заповедник, водоток, бентос, биомасса, численность

Для оценки степени нарушения речных экосистем в результате хозяйственной деятельности необходимо иметь представление об исходном состоянии экосистемы реки конкретного типа. Для этого необходима база данных наиболее значимых параметров и характеристик чистых водотоков, где помимо гидрологических показателей (тип реки, протяженность, температурный режим и т.д.), должны быть представлены данные о видовом разнообразии, биомассе и численности бентоса, количественном соотношении групп бентоса и т.д. В результате загрязнения водотока происходят структурные изменения в сообществах организмов, изменяется численность хищников, фильтраторов и других функциональных групп животных [4–6]. При этом возрастает вариабельность биомассы бентоса, в связи с чем, именно этот показатель можно рассматривать как одну из важнейших характеристик сообществ организмов водотоков [1]. Динамика биомассы популяций и сообществ организмов определяется особенностями их структуры, жизненных циклов отдельных видов, спецификой их реагирования на изменения внешних условий и биотических связей в сообществах [7]. К настоящему времени для юга Дальнего Востока еще недостаточно данных о формировании сообществ донных беспозвоночных в малых холодноводных водотоках, имеющих большое значение и как для воспроизводства тихоокеанских лососей, и как источник чистой питьевой воды.

Учитывая изложенное, в данной работе на основе собственных данных выявлены особенности продольного распределения бентоса и его основных групп в малых холодноводных водотоках разного типа. Оригинальность полученных результатов состоит в том, что исследования проведены на территории заповедника, где исключена любая хозяйственная деятельность.

Материал и методы исследований

Количественный сбор бентоса осуществлялся бентометром конструкции В.Я. Леванидова [2] с площадью захвата 0,12 м². Материал фиксировался 4% формальдегидом и обрабатывался по общепринятой методике. При определении структуры бентоса использована классификация А.М. Чельцова-Бебутова в модификации В.Я. Леванидова [3], где доминанты составляют 15 % от общей биомассы и численности, субдоминанты – 5,0–14,9%, второстепенные – 1,0–4,9%, а третьестепенные виды – менее 1,0%.

Результаты исследований и их обсуждение

Река Заболоченная – приток V порядка, представляет собой типичный пример горной холодноводной реки [7]. Ее длина 51,3 км, падение – 775 м, уклон – 15,1⁰. Река берет начало на высоте 800 м над ур. моря и протекает по поясу хвойно-широколиственных лесов. Скорость на перекатах 1–2 м/с, на плёсах 0,5–1,0 м/с. В нижнем течении поток сохраняет скорость течения до 1,3 м/с. Температура воды в реке во время взятия проб не превышала 13°C.

На р. Заболоченная пробы бентоса отбирались летом 1981 г. на трех станциях в двух подзонах ритрали: в эфиритрали и метаритрали. В составе бентоса Заболоченной отмечено 14 групп организмов, из них наиболее значимые – веснянки, поденки, ручейники и хирономиды (табл. 1). Биомасса веснянок наибольшая в эфиритрали (3,69 г/м²), ниже по течению реки она значительно снижается. Личинки поденок имеют одинаково большую биомассу и в эфиритрали, и в верхнем участке метаритрали, составляя 7,72 г/м² и 7,90 г/м². Только в нижнем участке метаритрали их биомасса незначительно снижается. Ручейники имеют наибольшую биомассу в эфиритрали (4,57 г/м²) и на нижнем участке метаритрали (4,15 г/м²). Хирономиды по профилю реки распределены примерно одинаково и имеют незначительную биомассу. Другие двукрылые по профилю распределены более равномерно и составляют небольшую биомассу. Исключение составляют симулиды, у которых максимальная биомасса отмечена в верхнем участке метаритрали.

Наибольшая численность общего бентоса отмечена на нижнем участке метаритрали. Наиболее значимая по численности группа бентоса – хирономиды. Численность личинок хирономид на втором участке метаритрали составляет 4121 экз./м², что почти в два раза выше, чем в эфиритрали и на первом участке метаритрали. Численность веснянок, поденок и ручейников по профилю реки распределена более равномерно: в эфиритрали она имеет максимальное значение, падает на первом участке метаритрали и незначительно возрастает на втором.

Следовательно, по профилю р. Заболоченная по биомассе в эфиритрали и на верхнем участке метаритрали доминируют веснянки (19,61% и 15,27%). Поденки значительно доминируют на всех трёх участках ритрали и составляют более 40% биомассы всего бентоса. Ручейники доминируют в биомассе бентоса в зоне ритрали и на нижнем участке метаритрали (24,28% и 33,31%). Биомасса хирономид от верхнего участка ритрали к нижнему возрастает, но по значению не выходит из группы субдоминант. На верхнем участке метаритрали в группу субдоминантов входят и симулиды.

Таблиця 1

Распределение биомассы (В, г/м²) и численности (N, экз./м²) бентоса на продольном профиле реки Заболоченная (июнь–август 1981)

Зона реки	Эпиритраль				Метаритраль							
Км от истока	17,4				28,5				32,8			
Группа бентоса	В	В, %	N	N, %	В	В, %	N	N, %	В	В, %	N	N, %
Веснянки	3,69	19,61	774	11,61	2,85	15,27	424	7,25	0,83	6,66	632	7,22
Подёнки	7,72	41,02	2042	30,62	7,90	42,31	1348	23,05	5,10	40,93	1927	22,02
Ручейники	4,57	24,28	232	3,48	2,40	12,85	164	2,80	4,15	33,31	201	2,30
Хирономиды	1,13	6,00	2558	38,36	1,84	9,86	2499	42,74	1,68	13,48	4121	47,09
Симулииды	0,18	0,96	62	0,93	2,77	14,84	965	16,50	0,12	0,96	186	2,13
Прочие двукрылые*	0,17	0,90	37	0,55	0,62	3,32	112	1,92	0,07	0,56	30	0,34
Жёсткокрылые	0,05	0,27	39	0,58	0,02	0,11	6	0,10	<0,01	0,03	8	0,09
Гаммарусы	0,35	1,86	25	0,37	0,01	0,05	2	0,03	<0,01	0,03	3	0,03
Планарии	–	–	–	–	–	–	–	–	<0,01	0,03	8	0,09
Олигохеты	0,72	3,83	776	11,64	0,14	0,75	257	4,40	0,39	3,13	1435	16,40
Прочие**	0,24	1,28	124	1,86	0,12	0,64	70	1,20	0,11	0,88	201	2,30
Итого:	18,82		6669		18,67		5847		12,45		8752	

Примечания: * – лимониды, типулиды; ** – моллюски, нематоды, паукообразные.

По численности на всех трёх участках значимо доминируют хирономиды (38,36–47,09%) и подёнки (22,02–30,62%). В группу доминантов входят на верхнем участке метаритрали и симулииды, составляя 16,50%. Равномерно по профилю реки распределена численность веснянок, которые являются субдоминантами. В целом, биомасса бентоса Заболоченной в эпиритрали и на первом участке метаритрали выше, чем на втором участке метаритрали. Напротив, численность организмов незначительно увеличивается от зоны эпиритрали к нижнему участку метаритрали.

Ручей Сухой – типичный лесной ручей II порядка, подверженный сильному влиянию прибрежной растительности, представленной в верхнем течении хвойными, а в среднем и нижнем – дубовыми лесами. Температура воды в летние месяцы не превышает 11,9°C. Ручей имеет длину около 7 км и впадает в Японское море Уклон ручья 67°, падение – 500 м. Скорость течения на плесах 0,35–0,55 м/с, на перекатах – 0,8–1,5 м/с. Дно представлено камнями разной величины, галькой и песком.

На ручье Сухой пробы бентоса отбирались в 1987 г. в трех зонах: в гипокренали, в метаритрали и в гипоритрали. В бентосе отмечено 14 групп организмов, из которых наиболее значимые – веснянки, подёнки, ручейники и гаммарусы. Максимальная биомасса бентоса отмечена в метаритрали и составила 39,33 г/м² (табл. 2). Биомасса поденок и симулиид равномерно возрастает от верховья ручья к его нижнему течению. Веснянки, ручейники и прочие двукрылые имеют максимальную биомассу в метаритрали. Биомасса симулиид максимальна в гипоритрали. Хирономиды равномерно распределены по всему профилю ручья и имеют незначительную биомассу.

Максимальная численность организмов также отмечена в метаритрали и составляет 25850 экз./м². Веснянки, подёнки, ручейники и олигохеты имеют максимальную численность в метаритрали (табл. 2). Высокая численность по всему профилю ручья отмечена у хирономид (от 3125 экз./м² до 3854 экз./м²), численность других групп двукрылых имеет небольшие величины.

Распределение биомассы (В, г/м²) и численности (N, экз./м²) бентоса на продольном профиле ручья Сухой (март–сентябрь 1987)

Зона ручья	Гипокреналь				Метаритраль				Гипоритраль			
Км от истока	0,2				4,3				7,2			
Группа Бентоса	В	В, %	N	N, %	В	В, %	N	N, %	В	В, %	N	N, %
Веснянки	1,20	6,56	433	3,49	4,90	12,46	3254	12,59	1,90	10,87	1425	7,03
Подёнки	3,60	19,34	2584	20,83	5,70	14,49	10146	39,25	8,00	45,77	7129	35,16
Ручейники	6,10	33,29	708	5,71	21,10	53,65	1879	7,27	2,50	14,30	1108	5,47
Хирономиды	0,90	4,91	3854	31,07	0,30	0,76	3224	12,47	0,80	4,58	3125	15,41
Симулииды	0,02	0,11	190	1,53	0,10	0,25	60	0,23	2,40	13,73	2767	13,65
Прочие двукрылые*	1,80	9,82	94	0,76	3,40	8,64	457	1,78	1,00	5,73	180	0,88
Жёсткокрылые	0,04	0,22	166	1,34	0,20	0,51	301	1,16	0,02	0,11	79	0,39
Гаммарусы	2,60	14,18	317	2,56	1,60	4,07	464	1,79	0,03	0,17	46	0,23
Планарии	1,30	7,09	912	7,35	0,90	2,29	257	0,99	-	-	-	-
Олигохеты	0,50	2,73	2940	23,70	1,00	2,54	5610	21,70	0,50	2,86	3813	18,81
Прочие**	0,27	1,48	206	1,66	0,13	0,33	198	0,77	0,33	1,88	604	2,97
Итого:	18,33		12404		39,33		25850		17,48		20276	

Примечания: * – лимониды, блефариды и типулиды; ** – нематоды, водные клещи, кладки амфибиотических насекомых.

Итак, в общей биомассе бентоса руч. Сухой поденки доминируют практически на всех участках, составляя от 14,49% до 45,77%. Значительное представительство по всему профилю имеют и ручейники, достигая максимального значения биомассы в метаритрали (53,65%). Веснянки – субдоминанты. Двукрылые составляют незначительную долю в биомассе бентоса, за исключением симулиид, которые в гипоритрали выходят в субдоминанты. По численности по всему профилю ручья значимо доминируют поденки и олигохеты, достигая максимального значения в метаритрали (39,25% и 21,70% соответственно). Хирономиды, доминируя в гипокренали и гипоритрали (31,07% и 15,41%), в метаритрали переходят в субдоминанты.

Выводы

Таким образом, исследования, проведенные нами на малых реках Центрального Сихотэ-Алиня, показали, что в водотоке протяженностью до 10 км, биомасса и численность бентоса увеличиваются от истока к устью и достигают своего максимального значения в метаритрали, закономерно снижаясь в гипоритрали [7]. В кренали по биомассе доминируют поденки и ручейники, которые вместе с веснянками и двукрылыми достигают более 73% от общей биомассы. По численности в кренали доминируют хирономиды, олигохеты и поденки. Наиболее значимыми группами бентоса в ритрали по биомассе являются поденки и ручейники. По численности в ритрали доминируют поденки, хирономиды и олигохеты.

В водотоке более 50 км биомасса бентоса снижается от верхнего участка метаритрали к нижнему, а численность организмов возрастает. На всем участке ритрали и по биомассе, и по численности доминируют личинки поденок. Помимо этого, в эпиритрали по биомассе доминируют веснянки и ручейники, а по численности в эпиритрали и метаритрали – хирономиды.

1. Алимов А.Ф. Элементы теории функционирования водных экосистем / А.Ф. Алимов. – СПб: Наука, 2001. – 145 с.
2. Леванидов В.Я. Биомасса и структура донных биоценозов малых водотоков Чукотского полуострова / В.Я. Леванидов // Пресноводная фауна Чукотского полуострова. – Владивосток, 1976. – С. 104–122.
3. Леванидов В.Я. Биомасса и структура донных биоценозов реки Кедровой / В.Я. Леванидов // Пресноводная фауна заповедника «Кедровая падь»: Тр. Биол.-почв. ин-та ДВНЦ АН СССР. – 1977. – Т. 45(148). – С. 126–159.
4. Леванидова И.М. Экологические исследования лососевых рек Дальнего Востока СССР / И.М. Леванидова, Т.И. Лукьянченко, В.А. Тесленко [и др.] // Систематика и экология речных организмов. – Владивосток: ДВО АН СССР, 1989. – С. 74–111.

5. Тесленко В.А. Оценка гидробиологического режима реки Рудная по составу донных беспозвоночных / В.А. Тесленко // Донные организмы пресных вод Дальнего Востока. – Владивосток: ДВО АН СССР, 1986. – С. 116–127.
6. Тиунова Т.М. Трофическая структура сообществ беспозвоночных в экосистемах лососевых рек Дальнего Востока / Т.М. Тиунова // Экология. – № 6. – 2006. – С. 457–463.
7. Тиунова Т.М. Динамика биомассы бентоса в экосистемах лососевых рек юга Дальнего Востока / Т.М. Тиунова // Биологические ресурсы Дальнего Востока России. – Владивосток. – 2007. – С. 195–216.

О.В. Потіха

Сіхоте-Алінський державний природний біосферний заповідник, Терней, Росія

ДИНАМІКА БІОМАСИ І ЧИСЕЛЬНОСТІ БЕНТОСУ У ВОДОТОКАХ СІХОТЕ-АЛІНСЬКОГО БІОСФЕРНОГО ЗАПОВІДНИКА (ПРИМОР'Я, РОСІЯ)

На основі власних даних отримані кількісні характеристики бентосу в гірських холодноводних водотоках Сіхоте-Алінського біосферного заповідника. Виявлені основні особливості поздовжнього розподілу бентосу та провідних груп безхребетних у водотоках різного типу.

Ключові слова: заповідник, водоток, бентос, біомаса, чисельність

E.V. Potikha

Sihote-Alin State Natural Biosphere Preserve, Terney, Russia

DYNAMICS OF BIOMASS AND QUANTITY OF BENTHOS IN CURRENTS OF SIHOTE-ALIN OF BIOSPHERE PRESERVE (RUSSIA)

In the present work on the basis of own data quantitative characteristics benthos in mountain coldwater rivers of the Sihote-Alin Reserve are revealed and considered. The main features of longitudinal distribution of benthos and conducting groups of invertebrates in the rivers of various types are given.

Key words: preserve, current, benthos, biomass, quantity

УДК 504.064:574.52

Г.А. ПРОКОПОВ, Т.Г. ТЕМНАЯ, А.В. РЫБАЧУК

Таврический национальный университет им. В.И. Вернадского
пр-т Вернадского, 4, Симферополь 95007, АР Крым, Украина

ОЦЕНКА ВЛИЯНИЯ СТЕПЕНИ ТРАНСФОРМАЦИИ ПОВЕРХНОСТИ ВОДОСБОРА НА КАЧЕСТВО ВОДЫ МАЛЫХ РЕК СЕВЕРНОГО МАКРОСКЛОНА КРЫМСКИХ ГОР

Рассмотрены условия формирования качества воды на примере трех рек Крымского полуострова. Рассчитана корреляционная связь между биотическими, фазово-антропогенными и балансовыми индексами.

Ключевые слова: антропогенная трансформация, поверхность водосбора, качество воды

Крымский полуостров относится к вододефицитным регионам, а ухудшению качества воды способствуют две группы факторов: природные (усиление аридизации) и антропогенные (застройка надпойменных террас, вырубка леса, гидротехнические работы, превращение русел рек в дренажные коллекторы и др.). При этом, вода в Крыму – не только ресурс для водоснабжения и орошения, но и важный рекреационный фактор, увеличивающий степень эстетичности ландшафтов в несколько раз. Кроме того, реки – основа гидроэкологических коридоров, рефугиум для уникальной крымской биоты.

В связи с этим актуальной является задача поиска адекватных методов оценки качества водной среды, определение лимитирующих факторов, влияющих на его формирование.

Материал и методы исследований

Для определения качества водной среды использовали широко применяемые в Европе бельгийский биотический индекс (ВБИ), биологический индекс рабочей группы контроля (BMWP) [9] и биотический индекс Вудивисса. Для расчета индексов в горной и предгорной частях водосборов

трех рек северного макросклона Крымских гор – Качи (9 станций), Салгира (9 станций) и Биюк-Карасу (8 станций) в разные сезоны года собирали макрозообентос. Обработку материала осуществляли общепринятыми гидробиологическими методами [6]. После этого выделяли участки рек, в пределах которых значения индексов не изменялись, или изменялись незначительно, находили среднее взвешенное значение для каждого индекса в пределах участка [4]; затем определяли площадь водосбора, поверхностный сток с которого непосредственно мог влиять на формирование качества воды, и оценивали этот участок.

Для оценки экологического состояния выделенных бассейновых геосистем определяли фазово-антропогенную устойчивость (ФАУ), индекс гидросетевой канализационно-подпорной фазово-экологической устойчивости (ГКПФЭУ), индекс фитогенной параметрически-возобновительной устойчивости (ФГПВУ) [8], а так же определялся эколого-хозяйственный баланс территории, для чего рассчитывались коэффициенты абсолютной (Ка) и относительной (Ко) напряженности территории и коэффициент естественной защищенности территории (Кез) [3]. Впоследствии находились коэффициенты корреляции для определения тесноты взаимосвязи между рассчитанными величинами [4].

Результаты исследований и их обсуждение

В «Методике з упорядкування водоохоронних зон річок України» [5] для определения состояния водных экосистем по макробеспозвоночным предлагается использование индексов Вильма и Дорриса, Гуднайта-Уитли, Балускиной, Вудивисса. Там же указывается, что в условиях крымских рек первые три индекса не приемлемы и наиболее эффективным является биотический индекс Вудивисса. В результате исследований, проведенных С.А. Афанасьевым и др. на реках Бельбек и Черная [1] с использованием индексов Вудивисса, Гуднайта-Уитли, Балускиной и Шеннона, установлено, что “существующие градации индексов наиболее используемых для биоиндикации качества воды не адекватно отражают экологическое состояние рек Крыма”, что связывается с особенностями гидрологического режима и дефектностью донной фауны.

В настоящее время в мировой практике используется около 20 биотических индексов [9]. Из них мы выбрали ВБИ и BMWP как одни из наиболее широко используемых в Европе, а так же индекс Вудивисса, как рекомендованный “методикой” [2]. Обобщенные результаты расчета индексов для выделенных зон представлены в табл. 1.

Таблиця 1

Матрица значений индексов рассчитанных показателей

Участки		Биотические индексы			Показатели состояния территории					
		ВБИ	BMWP	Индекс Вудивисса	ФАУ	ГКПФЭУ	ФГПВУ	Эколого-хозяйственный баланс территории		
								Ка	Ко	Кез
1		2	3	4	5	6	7	8	9	10
Кача	1	10,0	1,0	7,0	91,1	87,4	97,5	0,02	0,01	0,92
	2	6,75	2,5	5,1	81,9	68,8	93,8	0,07	0,06	0,75
	3	7,4	2,9	5,8	73,4	84,0	90,0	0,17	0,2	0,6
Салгир	1	6,62	3,23	6,69	84,43	95,78	64,73	14,91	0,019	0,59
	2	5,42	3,66	5,96	83,59	91,71	48,15	0,12	0,16	0,59
	3	4,99	4,27	4,95	76,62	63,97	6,48	87,41	0,21	0,46
Биюк-Карасу	1	9,0	2,0	8,5	82,22	95,69	98,09	0,061	0,05	0,83
	2	6,5	3,5	7,0	68,71	69,27	87,16	5,97	1,31	0,47
	3	8,0	2,5	7,8	65,52	88,75	93,07	10,7	1,69	0,46

Полученные значения биотических индексов показывают изменение качества водной среды от высокого (верховья рек Качи и Биюк-Карасу) до посредственного (р. Салгир в черте г.

Симферополя). Примечательно, что ситуация на р. Биюк-Карасу иллюстрирует процесс происходящего самоочищения водной среды. Так, согласно показаниям индексов качество воды в районе г. Белогорск ухудшается, а затем в 5 км ниже по течению реки вновь наблюдается повышение качества воды.

Дальнейшая задача заключалась в выборе метода оценки экологического состояния территории. Наиболее часто для определения степени преобразованности территории используется методика П.Г. Шищенко [10], но в условиях Крыма эта методика нуждается в модификации [7]. Из прочих многочисленных методик оценки состояния территории одной из наиболее функциональных является методика, предложенная Б.И. Кочуровым для оценки эколого-хозяйственного баланса территории [3]. Для оценки экологического состояния выделенных бассейновых геосистем использовали три показателя, из большого количества предложенных В.М. Самойленко и К.О. Верес [8], исходя из совокупности имеющихся у нас данных.

Результаты корреляции значений индексов представлены в табл. 2.

Таблица 2

Матрица значений коэффициентов корреляции применяемых индексов

К	BBI	BMWP	Индекс Вудивисса	ФАУ	ГКПФЭУ	ФГПВУ	Ка	Ко	Кез
BBI	1,00	-0,96	0,68	0,26	0,47	0,78	-0,54	-0,02	0,72
BMWP	-0,96	1,00	-0,52	-0,41	-0,42	-0,78	0,59	0,13	-0,83
Индекс Вудивисса	0,68	-0,52	1,00	-0,10	0,64	0,57	-0,44	0,37	0,23
ФАУ	0,26	-0,41	-0,10	1,00	0,33	-0,03	-0,15	-0,85	0,78
ГКПФЭУ	0,47	-0,42	0,64	0,33	1,00	0,34	-0,53	-0,16	0,34
ФГПВУ	0,78	-0,78	0,57	-0,03	0,34	1,00	-0,85	0,20	0,51
Ка	-0,54	0,59	-0,44	-0,15	-0,53	-0,85	1,00	-0,03	-0,48
Ко	-0,02	0,13	0,37	-0,85	-0,16	0,20	-0,03	1,00	-0,62
Кез	0,72	-0,83	0,23	0,78	0,34	0,51	-0,48	-0,62	1,00

Примечание: выделены достоверные значения корреляции при $P=0,05$.

Анализ полученных результатов показал высокую степень общности индексов BBI и BMWP, в то время как по данным В.П. Семенченко эти индексы имеют слабую связь [9]. Степень общности BBI и BMWP с индексом Вудивисса характеризуется средними значениями коэффициента корреляции. Из индексов, характеризующих водосборную площадь наибольшее значение коэффициента корреляции получено для ФАУ-Ко, ФАУ-Кез, ФГПВУ-Ка, средний уровень связи – ГКПФЭУ-Ка, ФГПВУ-Кез, Кез-Ко.

В данной работе наибольшее значение имеет взаимосвязь биотических индексов и показателей состояния водосборной площади. Из данных табл. 2 видно, что индекс Вудивисса имеет средний уровень связи с такими показателями как ГКПФЭУ и ФГПВУ, первый из которых показывает степень канализации и зарегулированности стока реки, второй – относительную степень покрытости территории растительными сообществами. Индексы BBI и BMWP обнаруживают высокую степень корреляции с индексами ФГПВУ и Кез (показывает отношение природоохранных территорий (в т.ч. водоохраных полос) к площади исследуемой части водосбора); и среднюю связь с индексом Ка (показывает отношение сильно преобразованных территорий к заповедным). Выявленные закономерности представляются вполне логичными, поскольку растительность в пределах водосборного бассейна выполняет роль естественного фильтра, препятствующего прямому смыву загрязнителей и обеспечивающего постепенное поступление дождевых и снеговых вод в водоем, а наличие в природоохранных территориях предполагает высокую сохранность растительного покрова в пределах этих участков.

Полученные результаты иллюстрируют некоторые общие закономерности, выявленные для 3-х исследованных модельных рек. Однако следует учитывать и индивидуальные особенности каждой реки в отдельности, поскольку различные факторы формирования качества водной среды в пределах разных водосборов имеют различное влияние. Так, для р. Салгир и р. Биюк-Карасу индексы BBI и BMWP показывают высокую степень корреляции (0,78-0,95) с индексом ГКПФЭУ,

что, очевидно, свидетельствует о том, что гидрологические изменения, осуществленные на этих реках сыграли важную роль в формировании современных сообществ донных беспозвоночных этих рек.

Выводы

Региональная специфичность речных экосистем Крыма чрезвычайно высока. С учетом местных особенностей использования водосборных площадей, следует находить и разрабатывать региональные подходы для оценки качества водной среды.

Результаты исследования показали, что наиболее подходящими биотическими индексами для оценки качества водной среды рек в условиях Крыма в настоящее время являются ВВІ и ВМWP. Кроме того, что эти индексы проявили достаточно высокую степень чувствительности, они показали высокую степень корреляции с некоторыми показателями, иллюстрирующими уровень антропогенной освоенности территории, а именно со степенью покрытости площади водосбора растительными сообществами и долей природоохранных территорий в пределах исследуемого участка. При этом индекс Вудивисса не показал ожидаемых результатов.

При оценке экологического состояния реки следует обращать внимание не только на общие закономерности, но и на индивидуальные особенности формирования и использования как реки в целом, так и отдельных ее участков.

1. *Биоразнообразие зообентоса, как показатель экологического состояния рек Бельбек и Черная* / С.А. Афанасьев, Е.Н. Летицкая, А.А. Диамант, В.О. Баранов // Биоразнообразие и устойчивое развитие: 19-22 мая 2010: тез. докл. – Симферополь, 2010. – С. 10–12.
2. *Вудивисс Ф. Биотический индекс р. Трент. Макробеспозвоночные и биологическое обследование* / Ф. Вудивисс // Научные основы качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям. – Л: Гидрометеиздат, 1977. – С. 132–160.
3. *Кочуров Б.И. Геоэкология: экодиагностика и эколого-хозяйственный баланс территории* / Б.И. Кочуров. – Смоленск: СГУ, 1999. – 154 с.
4. *Лакин Г.Ф. Биометрия* / Г.Ф. Лакин. – М.: Высшая школа, 1990. – 352 с.
5. *Методика з упорядкування водоохоронних зон річок України (Перша редакція)* / ред. М.В. Яцик. – К.: УНДІВЕП, 1999. – 136 с.
6. *Методика изучения биоценозов внутренних водоемов* / отв. ред. Ф.Д. Мордухай-Болтовской. – М.: Наука, 1975. – 240 с.
7. *Методология и методика оценки экологических ситуаций* // ред. В.А. Боков, И.Г. Черванев, Е.С. Поповчук. – Симферополь: Таврия-Плюс, 2000. – 99 с.
8. *Самойленко В.М. Моделирование урболандшафтных бассейновых геосистем* / Самойленко В.М., Верес К.О. – К: Ніка-Центр, 2007. – 296 с.
9. *Семенченко В.П. Принципы и системы биоиндикации текучих вод* / В.П. Семенченко. – Минск: Орех, 2004. – 125 с.
10. *Шищенко П.Г. Прикладная физическая география* / П.Г. Шищенко. – К.: Вища школа, 1988. – 192 с.

Г.А. Прокопов, Т.Г. Темна, А.В. Рибачук

Таврійський національний університет ім. В.І. Вернадського, Сімферополь, Україна

ОЦІНКА ВПЛИВУ СТУПЕНЯ ТРАНСФОРМАЦІЇ ПОВЕРХНІ ВОДОЗБОРУ НА ЯКІСТЬ ВОДИ МАЛИХ РІЧОК ПІВНІЧНОГО МАКРОСХИЛУ КРИМСЬКИХ ГІР

Розглянуто умови формування якості води на прикладі трьох річок Кримського півострова. Розраховано кореляційний зв'язок між біотичними, фазово-антропогенними і балансовими індексами.

Ключові слова: антропогенна трансформація, поверхня водозбору, якість води

G.A. Prokopov, T.G. Tymnaya, A.V. Rybachuk

Tavrida National V.I. Vernadsky University, Simferopol', Ukraine

Assessing the impact of the catchment transformation on water quality of small rivers of the northern slope of Crimean Mountains. The conditions of formation of water quality on the example of the three rivers of the Crimean peninsula are considered. Correlation between the biotic, phase-human and balance indexes are calculated.

Key words: anthropogenic transformation, catchment area, water quality

УДК 551. 583 : 574.5

В.Д. РОМАНЕНКО

Інститут гідробіології НАН України
пр-т Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210

АКТУАЛЬНІ ГІДРОЕКОЛОГІЧНІ ПРОБЛЕМИ В УМОВАХ ГЛОБАЛЬНИХ ЗМІН КЛІМАТУ

Проаналізовано існуючі гіпотетичні уявлення про причини глобальних кліматичних змін. Показано кругообіг диоксида карбону у біосфері та особливості її метаболізму у гідросфері в умовах коливань температури води. Дана характеристика біорізноманіття екосистем водойм різних регіонів, обумовлена впливом кліматичних змін на їх гідрологічний та гідрохімічний режим.

Ключові слова: клімат, водні екосистеми, вуглекислота, біорізноманіття

Функціонування як наземних, так і водних екосистем, пов'язане з певними кліматичними умовами на планеті. Багаторічні спостереження за останні 100 років показують, що середня температура поверхневого шару Землі зросла на 0,3–0,8°C, площа снігового покриву в північній півкулі зменшилась на 8%, рівень Світового океану піднявся у середньому на 10–20 см [5]. Відмічені зміни на планеті викликали необхідність розробки довгострокових прогнозів щодо можливих подальших кліматичних змін та їх впливу на водні екосистеми.

Існує декілька гіпотез щодо причин і характеру подальшого розвитку кліматичних умов. Однією з перших була висунута гіпотеза про те, що причиною глобального потепління є зміни сонячної активності, які мають циклічний характер і проявляються через 11, 22 та 80 років. Астрономи вважають, що циклічні зміни клімату обумовлені відхиленням орбіти та зміною кута нахилу осі Землі до Сонця, що відображається на радіаційному балансі Землі, а, отже, її кліматі [5]. Глобальні кліматичні зміни можуть бути пов'язані з процесами, що відбуваються у світовому океані – величезному інерційному акумуляторі сонячної енергії. Зокрема, вони визначають особливості формування напрямку та швидкості руху теплих океанічних та повітряних мас на Землі.

У формуванні клімату значний внесок також належить морським і прісноводним водоймам і водотокам завдяки регуляції оптичних властивостей води їх поверхнею, здатності водних мас поглинати і відбивати сонячну і теплову радіацію і в кінцевому результаті впливати на потоки енергії, вуглецю, метану та інших парникових газів через гідросферу [9].

Однією з поширених гіпотез кліматичних змін Землі залишається антропогенна діяльність людини, що має значний вплив на хімічний склад атмосфери через зростання в ній парникових газів, у яких значну роль відіграє водяна пара та рівень диоксида вуглецю. Крім водяної пари і вуглекислоти в загальному глобальному потеплінні певну роль відіграють озон, закис азоту, метан та ін. При цьому найактивніше в складі атмосфери планети збільшується вміст закиси азоту та метану, а озону, навпаки, зменшується. Джерелом надходження в атмосферу Землі великої кількості CO₂ та аерозолів сірчаної кислоти є вулкани, при активній діяльності яких завдяки надходженню до атмосфери продуктів їх виверження спочатку спостерігають похолодання, а пізніше після їх осадження та збільшення прозорості атмосфери – зростання середньорічної температури на Землі [3].

Вченими теоретично розроблено багато сценаріїв впливу глобального потепління і його наслідків для людства. Одним з найбільш песимістичних прогнозів є виникнення парникової катастрофи, коли в результаті підвищення температури на Землі через зростання вмісту антропогенної вуглекислоти відбудеться перехід розчиненої в океані CO₂, що сприятиме розкладу осадових карбонатних порід з додатковим виходом цієї сполуки та підйомом температури. Такі процеси у подальшому спровокують розкладання карбонатів в глибинних шарах земної кори.

Деякі вчені [11] стверджують, що за період 2050–2100 рр. вміст вуглекислоти в повітрі може перевищити 500 частин на млн., глобальна температура підвищиться на 2°C, а підкислення океанів зменшить біомінералізацію карбонатів, що матиме негативний вплив на живе населення.

Щодо негативного впливу змін клімату на континентальні водойми висловлюються думки, що у більшості випадків це явище буде супроводжуватися погіршенням якості води, впливаючи на її прозорість завдяки зростанню кількості зважених речовин, змінюючи динаміку розвитку різних груп водоростей, підсилюючи процеси евтрофікації через зростання біогенного навантаження, зменшення вмісту карбонату кальцію і швидкого виснаження кисню у придонних шарах води [9,14].

Результатом зусиль світового співтовариства (161 країна) стало підписання у червні 1992 р. Рамкової конвенції щодо зміни клімату. Україна є однією з найбільш вагомих учасниць цього процесу, яка у жовтні 1996 р. ратифікувала цю конвенцію, а з серпня 1997 р. стала повноправною її стороною. Відповідно до вимог Конвенції її сторони, що є розвинутими країнами або країнами з перехідною економікою, мають конкретне зобов'язання щодо здійснення політики, спрямованої на обмеження та зменшення викидів парникових газів порівняно з 1990 р., а також захисту і підвищення якості поглиначів і накопичувачів цих газів [4].

Кінцевою метою Конвенції є досягнення стабілізації концентрації парникових газів у атмосфері на рівні, який би не допускав глобального антропогенного впливу на клімат планети. Згідно з Конвенцією такого рівня планується досягти у терміни, достатні для природної адаптації екосистем до зміни клімату, що дасть можливість не ставити під загрозу виробництво продовольства і забезпечувати подальший його розвиток на стійкій основі.

У зв'язку з тим, що проблема глобальних змін клімату є надзвичайно актуальною в усьому світі, виникла нагальна потреба у науковому обґрунтуванні і методичному забезпеченні оцінки змін клімату, розробці можливих сценаріїв поведінки кліматичної системи з метою проведення попереджувальних заходів. Для вирішення цього завдання у 1997 р. розроблено «Кліматичну програму України», що затверджена постановою Кабінету Міністрів України.

Виходячи з цього, завданням гідроекологічної науки є з'ясування змін, що відбулися у водних екосистемах протягом останніх десятиріч, і визначення того, як вони пов'язані з кліматичними змінами на планеті. Глобальне потепління, безперечно, впливає на умови існування гідробіонтів. Останнім часом багато промислових видів риб трапляється в регіонах, де раніше вони не були зареєстровані. Так, у водах Гренландії з'явилися тріска й оселедець, Великобританії – мешканці південних широт: червона форель, великоголова черепаха, в далекосхідній затоці Петра Великого – скумбрія й сайра [15]. У зв'язку з підвищенням температури водного середовища у морських системах відмічають зникнення окремих видів рифоутворюючих коралів та зменшення видового різноманіття рифових риб [12].

Вчені вважають, що потепління океану в більшій мірі може спричинити зміни в розподілі, сезонній життєдіяльності і чисельності помірно – бореальних водних організмів, а для видів, що розташовані на межі умов свого існування, може приводити навіть до їх загибелі. Вплив кліматичних змін на холодноводні види також, свідчить, що деякі з них не зможуть вижити в умовах потепління клімату [10].

Глобальне потепління, порушуючи видове різноманіття, змінюючи ареали існування видів, може привести до змін у структурі угруповань гідробіонтів, опосередковано впливаючи на інші організми, змінюючи динаміку і склад мегаугруповань. До переліку природних чинників, що можуть значно впливати на біорізноманіття водних екосистем, відносять викликані кліматичними змінами коливання рівня морів, гідрологічний і гідрохімічний режим річок, діяльність вулканічних утворень, посилення природної і антропогенної евтрофікації, біологічні інвазії, тощо. На думку дослідників, поява і натуралізація інвазійних видів обумовлені пониженням таксономічного різноманіття аборигенних видів, спричинених як антропогенною діяльністю, так і глобальними кліматичними процесами [6]. Згідно даних [7] стан біорізноманіття Каспійського та Чорного морів, р. Волги в результаті сукупної діяльності цих чинників за останні десятиріччя значно змінився.

Сьогодні при широкомасштабних дослідженнях впливу змін клімату на біотичну складову значну увагу необхідно приділяти вивченню механізмів функціонування морських і прісноводних екосистем. Температурні зміни клімату, а відповідно й водного середовища, приводять в організмі гідробіонтів до певної перебудови метаболізму. Зростання температури води посилює інтенсивність обміну речовин і при відсутності достатньої кількості їжі може негативно впливати на біопродукційні показники популяцій, їх чисельність та навіть межу розселення. Тому розкриття механізмів впливу глобальних кліматичних змін, біологічної інвазії у водоймах різного типу набуває особливої актуальності.

Для цього необхідно проаналізувати багаторічні зміни термічного та гідрохімічного режиму, стан водної флори і фауни. Визначення сучасного стану біорізноманіття, його біологічного потенціалу дозволить розкрити основні закономірності реакцій водних організмів на глобальні кліматичні зміни.

З'ясування ступеня і спрямованості перебудов в біотичній складовій екологічного стану водних екосистем під впливом зазначених чинників повинно лягти в основу вдосконалення екологічної оптимізації режиму експлуатації і прийняття на їх основі ефективних природоохоронних заходів.

До пріоритетних проблем також необхідно віднести вивчення сезонних та міжсезонних особливостей протікання метаболічних процесів, що відбуваються у водних екосистемах різного типу – рівнинних і гірських: річках, озерах, водосховищах, водоймах-охолоджувачах теплових і атомних електростанцій. При цьому необхідно мати на увазі, що критичні екологічні ситуації можуть створюватись не тільки у зимовий період.

Основними джерелами надходження диоксида вуглецю у водне середовище є його дифузія з атмосфери, дихання гідробіонтів, виділення солей вугільної кислоти внаслідок хімічних реакцій та розклад органічної речовини. Процеси, що відбуваються у гідросфері в умовах зростання концентрації CO_2 в атмосфері потребують глибшого пізнання з метою встановлення потенційних можливостей його утилізації як авто-, так і гетеротрофними організмами. Відомо, що між диоксидом вуглецю атмосфери і гідросферою відбувається постійний кругообіг, пов'язаний з урівноваженням парціального тиску в системі атмосфера – вода. У зв'язку з цим при зростанні CO_2 в атмосфері збільшується його концентрація у воді і навпаки, при підвищенні його вмісту у воді відбувається перехід в атмосферу. Коефіцієнт розчинності вуглекислоти визначається температурою води, вмістом розчинних солей, перевищуючи показник для кисню. При цьому насиченість морської води CO_2 менша, ніж прісної, а його вміст у континентальних водоймах може коливатись в дуже широких межах.

Метаболізм диоксида вуглецю у гідросфері за участю гідробіонтів пов'язаний з його використанням у біосинтетичних процесах, зокрема, фотосинтезом – одним з найважливіших процесів біосфери, який залежить від діяльності різних фотосинтезуючих організмів. Довго вважали, що для тварин CO_2 є шкідливим продуктом обміну речовин, а його наявність у воді може викликати у гетеротрофних організмів тільки отруєння. Проте встановлено, що не тільки у автотрофних, але й гетеротрофних організмів, ця сполука використовується у реакціях карбоксилювання для побудови органічної біомаси [2]. Вміст вуглецю у природних водах може коливатись внаслідок не тільки біологічних процесів, але й хімічних перетворень його складу [1].

Існує багато модельних систем, що показують важливість комплексного впливу CO_2 і змін клімату на водні екосистеми. Зокрема, виявлено негативний зворотний зв'язок між потеплінням клімату і океанічними угрупованнями гідробіонтів через зменшення кількості доступної для використання CO_2 [13]. Кліматичні зміни лягли в основу побудови продукційних моделей як чинника можливого одержання додаткової продукції за рахунок збільшення добової чистої продукції флори і фауни водних екосистем, введення нових площ, придатних для їх життєдіяльності.

Суттєвий вплив на динаміку, розподіл і міграцію біотичної складової як морських, так і прісноводних екосистем, мають регіональні кліматичні коливання, що є складовою частиною загальних кліматичних процесів [8]. Підтвердженням цього є висока швидкість кліматичних змін, особливо в останні десятиріччя. Так, протягом минулих 100 років температура нижніх шарів атмосфери Землі зросла на $0,8^\circ\text{C}$, а в останні 15 років – на $0,3\text{--}0,4^\circ\text{C}$. Особливо відчутного впливу кліматичних змін зазнають регіони з значними сезонними коливаннями температур. М'які зими і скорочення їх тривалості, зменшення інтенсивності і часу вертикального перемішування води, можуть призводити до негативних наслідків росту, розвитку і відтворення гідробіонтів.

Кліматичні зміни середньої Європи, де спостерігається чергування тривалих зимових відлиг і суворих зим, збільшення часу льодоставу супроводжується суттєвими заморами риби. Особливо трагічні наслідки зимового періоду відчувало у 2009–2010 рр. Київське водосховище, в якому до пониження кисневого режиму у водному середовищі додалося екологічно не обґрунтоване зниження рівня води, що призвело до значного опускання льодового покриву. Внаслідок таких обставин загинула велика кількість риби, особливо оксифільних видів.

Висновки

Отже, проблеми потепління клімату вимагають від сучасної гідроекологічної науки цілеспрямованого вивчення тенденцій щодо змін видового складу і чисельності гідробіонтів у водних екосистемах різного типу, з'ясування метаболічних процесів адаптації морських і прісноводних гідробіонтів до комплексної дії змін кліматичних чинників таких як температура, сонячна радіація, рівень CO_2 та ін.

1. *Алекин О.А.* Насыщенность волжской воды карбонатом кальция / Алекин О.А., Моричева Н.П. // Докл. АН. – 1956. – Т. 109, № 4. – С. 803–806.
2. *Гулый М.Ф.* Основные метаболические циклы / М.Ф. Гулый. – К.: Наук. думка, 1968. – 413 с.
3. *Кадацкий В.Б.* Климат как продукт биосферы / В.Б. Кадацкий. – Минск: Наука и техника, 1986. – 112 с.

4. *Клімат України*: / За ред. В.М. Липінського: [упор. В.А. Дячка, В.М. Бабіченко]. – К.: Вид.-во Раєвського, 2003. – 343 с.
5. *Кондратьев К.Я.* Глобальный климат и его изменения / К.Я. Кондратьев. – Л.: Наука, 1987. – 231 с.
6. *Корнева Л.Г.* Формирование биологического разнообразия фитопланктона водохранилищ Волжского бассейна / Л.Г. Корнева // Естественные и инвазийные процессы формирования биоразнообразия водных и наземных экосистем: – С. 166–168.
7. *Курмангалиев Т.Н.* Проблемы и пути сохранения биоразнообразия Каспийского моря / Т.Н.Курмангалиев // Рыбохозяйственные исследования в Республике Казахстан: история и современное состояние. – Алматы, 2005. – С. 206–211.
8. *Макаревич П.Р.* Оценка влияния климатических факторов на структурные характеристики пелагических и бентосных сообществ Баренцова моря / П.Р. Макаревич, О.В. Карамушко, О.С. Любина // Большие морские экосистемы России в эпоху глобальных изменений (климат, ресурсы, управление): междунар. науч. конф., Ростов на Дону, 5–8 июня 2007: тез. докл. – Ростов н/Д., 2007. – С. 204–207.
9. *Остроумов С.А.* Полифункциональная роль биоты в миграции химических элементов и формировании геохимической среды: к разработке теории аппарата биосферы / С.А. Остроумов // Проблемы биогеохимии и геохимической экологии. – 2006. – № 1. – С. 24–31.
10. *Frank Rahel J.* Assessing of effects of climate change on aquatic invasive species / Rahel J. Frank, Julian D. Olden // *Conserv. Biol.* – 2008. – Vol.22, N 3. – P 568–574.
11. *Hoegh-Guldberg O.* / O. Hoegh-Guldberg, P.J. Mumby, A.J. Hooten, R.S. Steneek [et. al] // *Science.* – 2007. – Vol. 318, N 5857. – P. 1737–1742.
12. *Graham Nicholas A.J.* Dynamic fragility of oceanic coral reef ecosystem / Nicholas A.J Graham, Shaun K. Wilson, Simon Jennings, Bijoux Jude P. Polynin, Jan Robinson // *Proc. Nat. Acad. Sci USA.* – 2006. – Vol. 103, N 22. – P. 8425–8429.
13. *Lopez-Urrutia A.* Scaling the metabolic balance of the oceans / A. Lopez-Urrutia, E. San Martin, Roger P. Harris, Xabier Irigoien // *Proc. Nat. Acad. Sci. USA.* – 2006. – Vol. 103, N 23. – P. 8739–8744.
14. *Noges P.* Impact of climatic variability assessment of surface waters implications on the Water Framework Directive / P. Noges, W. Van de Bund, A. Cristina Cardoso, A. Stiina Heiskanen // *Hydrobiologia.* – 2007. – Vol. 584, N 1. – P. 373–379
15. *Southward A.J.* Seventy years observations of changes in distribution and abundance of zooplankton and intertidal organism in the western English Channel in relation to rising sea temperature / A.J. Southward, S.J. Hawkins, M.T. Burrows. // *J. Therm. Biol.* – 1995. – Vol. 20. – P. 127–155.

В.Д. Романенко

Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

АКТУАЛЬНЫЕ ГИДРОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ В УСЛОВИЯХ ГЛОБАЛЬНЫХ ИЗМЕНЕНИЙ КЛИМАТА

Проанализированы существующие гипотетические представления о причинах глобальных климатических изменений. Показан круговорот углекислоты в биосфере и особенности ее метаболизма в гидросфере в условиях колебаний температуры воды. Дана характеристика биоразнообразия экосистем водоемов различных регионов, обусловленная влиянием климатических изменений на их гидрологический и гидрохимический режим.

Ключевые слова: климат, водные экосистемы, углекислота, биоразнообразие

V.D. Romanenko

Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

HYDROLOGICAL ISSUES OF THE DAY IN THE CONDITIONS OF GLOBAL CHANGES OF CLIMATE

Existent hypothetic conceptions about reasons of the global climatic changes have been analyzed. There have been shown the circulation of hydrocarbonic acid in biosphere and main peculiarities of its metabolism in conditions of water's temperature variations. There was given the characteristics of biodiversity of aquatic ecosystems of different regions, which was conditioned by influence of climatic changes on their hydrological and hydrochemical regimes.

Key words: climate, water ecosystems, carbonic acid, biodiversity

УДК: 597+574.24]:001.891:17

О.В. РОМАНЕНКО, М.М. ГРУША

Національний медичний університет ім. О.О. Богомольця
пр-т Перемоги, 34, Київ 01601, Україна

БІОЕТИЧНІ АСПЕКТИ ІХТІОЛОГІЧНИХ ТА ЕКОФІЗІОЛОГІЧНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ

У статті акцентується увага на впровадження норм і принципів біоетики у навчальний процес у вищих навчальних закладах, у яких вивчається курс гідроекології. Особливу увагу приділено методам анестезії та евтаназії хребетних гідробіонтів.

Ключові слова: норми біоетики, іхтіологічні дослідження, біоетичні аспекти досліджень

Активне впровадження сучасних освітніх технологій в Україні спрямоване на формування у студентів та молодих фахівців фундаментальних основ фахових знань та набуття практичних навичок, необхідних для їхньої майбутньої професійної діяльності, що є основою підготовки висококваліфікованих фахівців. Крім того, у суспільстві все більшої уваги приділяється гуманізації сучасної біологічної та медичної освіти [3]. Її наближення до Європейських стандартів – це не тільки складний і тривалий процес набування студентами ґрунтовних знань та вмінь, а й формування у молодих людей адекватного образу сучасного спеціаліста, у тому числі, здатного враховувати біоетичні аспекти у своїй професійній діяльності. Тому впровадження норм і принципів біоетики у навчальний процес у вищих навчальних закладах необхідно починати вже на перших етапах вивчення природничо-наукових дисциплін [7].

Одною з важливих галузей сучасної біології є гідроекологія. Вона, зокрема, займається індикацією стану водних об'єктів як середовища існування живих організмів, розробкою невиснажливого та раціонального використання водойм, визначення ресурсу прісної води для забезпеченням нею населення тощо. Постійне зростання антропогенного пресу виводить питання про стан водойм в одну з найгостріших екологічних проблем, вирішення якої потребує, зокрема, розробки сучасних методологічних підходів у здійсненні постійного моніторингу водного середовища [5].

Серед сучасних методів оцінки стану водних об'єктів широкого застосування знаходять як дослідження фізико-хімічних складових води, так і різноманітні методи біоіндикації та біотестування. До біоіндикаторів відносять, зокрема, угруповання організмів гідробіонтів або окремі види організмів, особливості розвитку, коливання чисельності яких або сам факт їх виявлення чи зникнення в екосистемі є показниками природних процесів або антропогенного тиску, що впливають на склад та властивості середовища існування. Біотестування, що ґрунтується на визначенні смертності (виживання) гідробіонтів та оцінках зміни їх життєво важливих функцій, проводиться з метою контролю токсичності вод природних та штучних водних об'єктів, забруднених різними чинниками. Активне залучення методів біологічного контролю, як свідчить світовий досвід, дає змогу найбільш об'єктивно оцінити сукупну дію антропогенного фактору на стан водойм. Проте, необхідно зважати на використання у таких експериментах, як правило, великих кількостей організмів різних таксономічних груп, що обумовлює необхідність урахування у таких дослідженнях біоетичних аспектів [4, 9].

Біоетика є міждисциплінарною наукою. Особливого значення вона набуває при підготовці фахівців у різних галузях біології та медицини. Нині час урахування у професійній діяльності біоетичних проблем не є виключно моральним аспектом особистості науковця або фахівця у галузі природничих наук. Питання біоетики відображені у законах України і низці документів, прийнятих Європейською спільнотою [1, 8, 11, 14]. Серед них звертають на увагу Закон України “Про захист тварин від жорстокого поводження”, та Європейська конвенція про захист хребетних тварин, що використовуються для дослідних та інших наукових цілей. Разом з тим, професійно орієнтована молодь часто виявляється неозізнаною з основами біоетики і нездатною самостійно виділити біоетичну складову у сучасних методах дослідження об'єктів живої природи. Тому разом з оволодінням студентами основним методологічним апаратом певної природничої дисципліни повинно відбуватися спочатку їхнє ознайомлення, а далі поглиблене вивчення законів України і прийнятих Європейською спільнотою документів, що регламентують біоетичні норми діяльності у галузях біології та медицини, особливо зважаючи на те що процес духовного становлення майбутнього фахівця триває роками, а зміни у свідомості відбуваються поступово. Це означає, що

імплементация біоетичних принципів у навчальний процес має відбуватися одночасно з набуттям студентами перших професійних знань та вмінь.

Серед сучасних методів гідробіології є такі, що використовуються при дослідженні іхтіофауни. Іхтіологія – це окрема галузь, що входить до складу гідробіології і вивчає будову, життєдіяльність, особливості розмноження, еволюційний розвиток риб і круглоротих. Крупний таксон Риби налічує більше 20 тисяч різноманітних видів хребетних тварин, а Круглороті – більше 100 видів [5]. У пункті 1 першої статті Європейської конвенції про захист хребетних тварин, що використовуються для дослідних та інших наукових цілей зазначено, що вона “застосовується до будь-якої тварини, що використовується або призначена для використання у будь-якій дослідній або іншій науковій процедурі, якщо така процедура може спричинити біль, страждання, занепокоєння чи завдати тривалої шкоди. Вона не застосовується до жодної недослідницької сільськогосподарської або клінічної ветеринарної практики” [11]. Другий пункт Європейської конвенції про захист хребетних тварин, що використовуються для дослідних та інших наукових цілей роз’яснює, що “...”тварина”, якщо інше не зазначене, означає будь-яку живу хребетну тварину, що не належить до людського роду, включаючи непаразитуючі та/або відтворюючі личинкові форми...” [11]. Виходячи з зазначеного об’єкти іхтіологічних дослідження цілком потрапляють під дію Європейської конвенції. Стаття 2 Європейської конвенції про захист хребетних тварин, що використовуються для дослідних та інших наукових цілей, зазначає: “Процедура може здійснюватися лише з однією чи більше з нижченаведених цілей та з урахуванням обмежень, передбачених цією Конвенцією” [11]:

1) а) запобігання захворюванню, хворобливому стану чи іншим відхиленням або їх наслідкам у людини, хребетних або безхребетних тварин чи рослин, включаючи виробництво та перевірку якості, ефективності та безпечності ліків, речовин або продукції;

б) діагностика чи лікування хвороби, хворобливого стану або інших відхилень чи їх наслідків у людини, хребетних або безхребетних тварин чи рослин;

2) визначення, оцінка, регулювання чи зміна фізіологічного стану людини, хребетних і безхребетних тварин чи рослин;

3) охорона навколишнього середовища;

4) наукові дослідження;

5) освіта та професійна підготовка;

6) судова експертиза.

Разом з тим, ті методи, що описані у доступній для студентів навчальній та навчально-методичній літературі, незважаючи на вже достатньо тривалий час дії (з 1986 р.) Європейської конвенції про захист хребетних тварин, що використовуються для дослідних та інших наукових цілей (ETS № 123) [11] та існуванню (з 1998 року) додаткового протоколу до неї (ETS № 170) [14], не завжди відповідають положенням цих документів [6], що може бути пов’язано з використанням у підручниках та посібниках методичних рекомендацій, виданих до 1986 року.

Так, тривале зберігання іхтіологічного матеріалу і подальше його вивчення можливі за умови проведення фіксації риб, причому останнє дозволяє уникнути додаткового вилучення риб з природного середовища з метою використання у наукових цілях. Проте, в одному з найпоширеніших методів фіксації риб рекомендовано використання 4 % розчину формаліну, в який радять опускати ще живу рибу, внаслідок чого вона заковтує формалін, який попадає далі у кишечник, що забезпечує краще законсервування внутрішніх органів тварини. У той же час, роботи присвячені питанням евтаназії тварин, які використовуються для біомедичних досліджень наголошують на необхідності проведення спеціально регламентованих заходів. При цьому необхідними умовами евтаназії тварин мають бути усунення стресової ситуації, швидка втрата твариною свідомості та смерть, простота застосування методу, безболісність для тварини та відсутність небезпеки для виконавця [12, 13]. На жаль, не всі ці критерії у згаданому вище методі фіксації іхтіологічного матеріалу враховані, оскільки до неприйнятних методів евтаназії відносять, зокрема, ті, що пов’язані з вилученням ще живої риби з водного середовища, а сам формалін вимагає від співробітників науково-дослідних лабораторій дотримання заходів безпеки, визначених для роботи з токсичними і шкідливими речовинами.

Взагалі серед методів евтаназії тварин виділяють хімічні та фізичні методи. З точки зору застосування методів евтаназії, в яких виникає необхідність при проведенні біомедичних досліджень, виділяють: 1) прийнятні для тварин, що знаходяться у стані свідомості; 2) прийнятні тільки для тварин, що знаходяться у несвідомому стані; 3) неприйнятні методи [2, 12, 13]. При цьому, у відповідно до рекомендацій робочої групи **Федерації** Європейських наукових асоціацій з лабораторних тварин (FELASA) під терміном “несвідомий стан” розуміють такий стан тварини, за

якого вона нечутлива до зовнішніх подразників, і який спостерігається під час загального наркозу чи у коматозному стані, а під терміном “стан свідомості” розуміють нормальний стан тварини, у якому вона здатна сприймати різні подразники і адекватно реагувати на них [12, 13].

Проведення іхтіологічних досліджень часто пов'язане з необхідністю евтаназії риб, а оскільки це хребетні тварини, то студентів та молодих фахівців необхідно ретельно знайомити з законодавчими актами, що регламентують проведення евтаназії, і з коректним застосуванням самих методів евтаназії гідробіонтів.

До допустимих хімічних методів евтаназії риб належать методи, в яких передбачається використання препаратів, що ефективно проникають через шкіру та зябра [15]. Зокрема, бензокаїну, що додається безпосередньо у воду акваріума, або іншої ємності де тимчасово утримуються риби, а у зв'язку з здатністю бензокаїну змінювати кислотність води, для усунення виникаючого внаслідок цього подразливого впливу на риб рекомендовано доводити розчини бензокаїну до нейтральних значень рН [10]. Іншим препаратом, дозволеним для евтаназії риб, є MS-222. Як і бензокаїн він забезпечує пригнічення активності центральної нервової системи риб. Гуманними методами евтаназії риб також є додавання до водного середовища, небарбітуратних снодійних засобів, таких як етомідат, метомідат, що досить швидко пригнічують діяльність центральної нервової системи, та препарату хінальдіну, дія якого ґрунтується на пригніченні сенсорних ділянок мозку [15]. Водночас, вважається недоречним застосування таких хімічних методів евтаназії як інгаляційні заходи, наприклад з використанням CO₂, у зв'язку з тривалим індукційним періодом у холоднокрровних тварин, а як ін'єкційні засоби, використання, наприклад, таких як натрію пентабарбітону, що пов'язано з необхідністю вилучення тварини з води, а це неодмінно викличе у неї стресовий стан [2].

Фізичні методи евтаназії пов'язані з застосуванням чинників, спрямованих на швидке руйнування життєво важливих структур центральної нервової системи або на дезінтеграцію її діяльності внаслідок певного фізичного впливу. До фізичних методів, які можуть бути застосовані до об'єктів іхтіофауни, відносять декапітацію, струс мозку удару по черепу, оглушення електричним струмом, мацерацію [12, 13]. Для спостерігача фізичні методи не завжди естетично виправдані, проте їх гуманність зумовлена швидкістю їх дії. Ефективність кожного з зазначених методів та межі їх застосування щодо риб неоднакова. Мацерацію рекомендовано застосовувати щодо малих риб з довжиною тіла до 2 см. Оглушення ударом по черепу за умови коректного його проведення призводить до швидкої втрати свідомості твариною та її смерті. При цьому рекомендовано підтверджувати смерть обезкровленням тварини протягом наступних декількох десятків секунд. Оглушення електричним струмом, що нині використовують на рибозовсімплідних фермах, вважають непридатним для лабораторного застосування. Це зумовлено тим, що окремі види риб малочутливі до цього виду фізичного впливу (наприклад, електричні вугрі), а також складністю застосування цього методу до крупних екземплярів риб, які при цьому фізичному впливі можуть бути лише слабко оглушені. Ефективним, швидким і гуманним методом евтаназії вважають декапітацію тварин, оскільки при цьому відбувається руйнування цілісності структур центральної нервової системи з одночасним руйнуванням судин, що забезпечують кровопостачання головного мозку. Однак при застосуванні цього методу до об'єктів іхтіологічних досліджень необхідно спочатку обов'язково використати метод оглушення або увести тварину у стан наркозу [2]. Такі попередні заходи необхідні для зменшення імовірних страждань риб, оскільки вони як пойкилотермні тварини здатні досить довго переносити відсутність кисню. При цьому, навіть за відсутності кровопостачання головний мозок риб продовжує функціонування протягом декількох десятків хвилин.

Як зазначалося раніше, окремі методи евтаназії можуть бути застосовані лише до тварин, що вже попередньо знаходяться без свідомості. До таких методів відносять, наприклад, проколювання спинного мозку. Обезкровлювання за сучасними уявленнями не може бути застосоване для евтаназії і є лише методом підтвердження смерті тварини, що знаходиться у стані втрати свідомості після попереднього використання іншого гуманного методу. Це знов таки пов'язано з особливостями чутливості процесів функціонування мозку пойкилотермних гідробіонтів в умовах дефіциту кисню.

Окремо зосередимо увагу на декількох методах, які з біоетичних міркувань є непридатними до застосування щодо хребетних гідробіонтів. До непридатних методів евтаназії риб можна віднести, зокрема: 1) застосування 2-фенілетилового спирту, оскільки він спричинює повільну смерть, яка супроводжується стресовою реакцією тварин, та передбачає використання препарату у достатньо великих дозах; 2) перегрівання та вилучення зябрових гідробіонтів з води [2, 12, 13].

Висновки

Отже, планомірне ознайомлення студентів з основами біотичних норм та принципів і роз'яснення необхідності їх практичного застосування повинне підкріплюватися вивченням заходів, придатних для використання згідно Європейської конвенції про захист хребетних тварин, що використовуються для дослідних та інших наукових цілей "... у тих процедурах, які можуть спричинити біль, страждання, занепокоєння чи завдати тривалої шкоди..." [11], що дозволить уникнути декларативності біотичних норм і надасть можливості молодим фахівцям реально їх дотримуватися тоді, коли для використання хребетних тварин "існують розумні підстави вважати, що це слугуватиме поглибленню знань або відповідатиме загальним інтересам людини чи тварини" [11] і немає можливості замінити це використання альтернативними заходами.

1. Закон України № 3447-IV "Про захист тварин від жорстокого поводження" // Відомості Верховної Ради України (ВВР). – 2006. – № 27. – С. 230.
2. Копаладзе Р.А. Методы эвтаназии экспериментальных животных – этика, эстетика, безопасность персонала / Р.А. Копаладзе // Успехи физиол. наук. – 2000. – Т. 31, № 3. – С. 79–90.
3. Лопатин П.В. Биоэтика: учебник / П.В. Лопатин, О.В.Карташова; под ред. П.В. Лопатина. – М.: ГЭОТАР-Медиа, 2009. – 272 с.
4. Международные этические правила для биомедицинских исследований: материалы семинара. Санкт-Петербург, 25–26 мая 1999. – СПб., 2000.
5. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / О.М. Арсан, О.А. Давидов, Т.М. Дьяченко [та ін.]; за ред В.Д. Романенка. – К.: ЛОГОС, 2006. – 408 с.
6. Печников А.С. Методические указания по сбору и обработке ихтиологического материала в малых озерах / Печников А.С., Терешенков И.И. – Л.: Промрыбвод, 1986. – 65 с.
7. Сточик А.М. Новая программа преподавания курса биоэтики / Сточик А.М., Яровинский Я.М. // Медицинская помощь. – 2006. – № 4. – С. 43.
8. Строим вместе Европу на основе верховенства закона / Совет Европы. – 2006. – 100 с. – Режим доступа до: <http://www.coe.int/legal/>.
9. Яблонська О.В. Використання лабораторних тварин у експериментах: методичні вказівки / О.В. Яблонська. – К.: Вид. центр НАУ, 2007. – С. 3–16.
10. Broun L.A. Anesthesia in fish / L.A. Broun // Veterinary Clinics of North America: small animal practice. – 1988. – Vol. 18, № 3. – P. 317–330.
11. European convention for the protection of vertebrate animals used for experimental and other scientific purposes. – Council of Europe, Strasbourg, 1986. – 53 p.
12. FELASA Working Group Report recommendation for euthanasia of experimental animals // Laboratory Animals. – 1996. – Vol. 30. – P. 293–317.
13. FELASA Working Group Report recommendation for euthanasia of experimental animals // Laboratory Animals. – 1997. – Vol. 31. – P. 1–32.
14. Protocol of Amendment to the European Convention for the Protection of Vertebrate Animals used for Experimental and other Scientific Purposes, Strasbourg, 22 June 1998.
15. Stoskopf M. Anesthesia and restraint of laboratory fish / Stoskopf M., Posner L. // Anesthesia and analgesia in laboratory animals / [Ed. R.E. Fish, M.J. Brown, P.J. Danneman, A. Z. Karas]. – London: Elsevier, 2008. – Ch. 21. – P. 519–534.

А.В. Романенко, М.М. Груша

Национальный медицинский университет имени А.А. Богомольца, Киев, Украина

БІОЕТИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ ИХТИОЛОГИЧЕСКИХ И ЭКОФИЗИОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ

В статье акцентируется внимание на внедрение норм и принципов биоэтики в учебный процесс в высших учебных заведениях, в которых изучается курс гидроэкологии. Особое внимание уделено методам анестезии и эвтаназии позвоночных гидробионтов.

Ключевые слова: нормы биоэтики, ихтиологические исследования, биоэтические аспекты исследований

O.V. Romanenko, M.M. Grusha

National A.A. Bogomolets Medical University, Kyiv, Ukraine

BIOETHICS ASPECTS ICHTHYOLOGICAL AND ECOPHYSIOLOGICAL RESEARCHES

The article emphasises the need to introduce norms and principles of bioethics into the teaching process within higher educational establishments when learn the course hydroecology. Particular attention is spared to the methods of anesthesia end euthanasia vertebrate aquatic lives.

Key words: norms of bioethics, ichthyological researches, bioethics aspects of researches

УДК (574.2:574.63)(594.125:579.68):001.53

В.Д. РОМАНЕНКО, Ю.Г. КРОТ, Є.В. СТАРОСИЛА

Інститут гідробіології НАН України
пр-т Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210

ОСОБЛИВОСТІ ФУНКЦІОНУВАННЯ ДРЕЙСЕНО-ГАМАРИДНОГО УГРУПОВАННЯ В УМОВАХ МІКРОКОСМУ: ДИНАМІКА МІКРОБІОЛОГІЧНИХ ПОКАЗНИКІВ

Досліджували мікробіологічні показники при функціонуванні мікрокосму з угрупованням дрейсенід та гамарид. Обговорюються питання взаємозв'язку динаміки мікробіологічних параметрів з життєдіяльністю гідробіонтів.

Стаття є другою та складовою частиною циклу публікацій, присвячених дослідженню особливостей функціонування угруповання дрейсенід та гамарид в умовах мікрокосму).

Ключові слова: мікрокосм, сапрофітні бактерії, клітини з активною електронно-транспортною системою, деструкція органічної речовини

Бактеріоценоз — складова планктону та бентосу, що виконує всі важливі біогеохімічні процеси у водному середовищі. Структура та функціонування мікробіоценозів, які тісно пов'язані з фізико-хімічними та біологічними чинниками водного середовища, є частиною комплексного дослідження як водних екосистем, так і мікрокосмів. Між бактеріальною компонентою, біотичними та абіотичними чинниками існує прямий і зворотній зв'язок. Тому вкрай необхідним є вивчення взаємозв'язків між бактеріями, абіотичними та біотичними чинниками, їх впливу на чисельність та метаболізм мікроорганізмів, а також зворотної дії мікроорганізмів на якість водного середовища [1, 2, 4, 8].

Матеріал і методи досліджень

Матеріалом досліджень слугували мікробіологічні проби води, відібрані з мікрокосмів з угрупованням дрейсенід та гамарид. Кількість сапрофітних бактерій визначали згідно [3]. Серед сапрофітних бактерій враховували чисельність мікроорганізмів з активною електронно-транспортною системою (ТТХ⁺) [6]. Деструкцію органічної речовини у воді вивчали методом склянок по споживанню кисню [3, 5, 7]. Середні та похибка середніх значень ($M \pm m$) розраховані при $n = 12$ для чисельності сапрофітних бактерій та кількості клітин з активною електронно-транспортною системою у воді, а також при $n = 11$ — для деструкції органічної речовини у воді.

Результати досліджень та їх обговорення

Протягом спостережень чисельність сапрофітних бактерій у воді коливалася у широких межах: у мікрокосмі № 1 від 1,3 тис. кл/см³ до 48,4 тис. кл/см³ (в середньому $11,5 \pm 3,6$ тис. кл/см³), № 2 — від 1,0 тис. кл/см³ до 47,0 тис. кл/см³ (в середньому $10,0 \pm 3,5$ тис. кл/см³). Частка клітин з активною електронно-транспортною системою (ТТХ⁺) у воді мікрокосмів становила 39,3–99,9% (в середньому $76,0 \pm 6,3\%$) та 56,1–99,9% (в середньому $79,8 \pm 4,1\%$) відповідно (рис. 1).

Перед початком експерименту до внесення органічної речовини (в якості корму) кількість сапрофітних бактерій у водному середовищі мікрокосму № 1 становила 22,2 тис. кл/см³, а у № 2 — 47,0 тис. кл/см³. Клітини з активною електронно-транспортною системою становили відповідно 54,1% та 69,6% (рис. 1).

На 7-у добу чисельність сапрофітних бактерій у водному середовищі системи № 1 знизилася у 1,8, а у № 2 — у 11,5 рази порівняно з показниками на початку експерименту. Доля ТТХ⁺ клітин подібно до чисельності бактерій знизилася незначно: у мікрокосмі № 1 — у 1,4, а у № 2 — у 1,2 рази порівняно з попередніми показниками (рис. 1). Зміни в чисельності бактерій у водному середовищі можуть бути пов'язані як з зміною якісного складу органічної речовини корму, так і з вилученням його безхребетними, біомаса яких значно підвищилася.

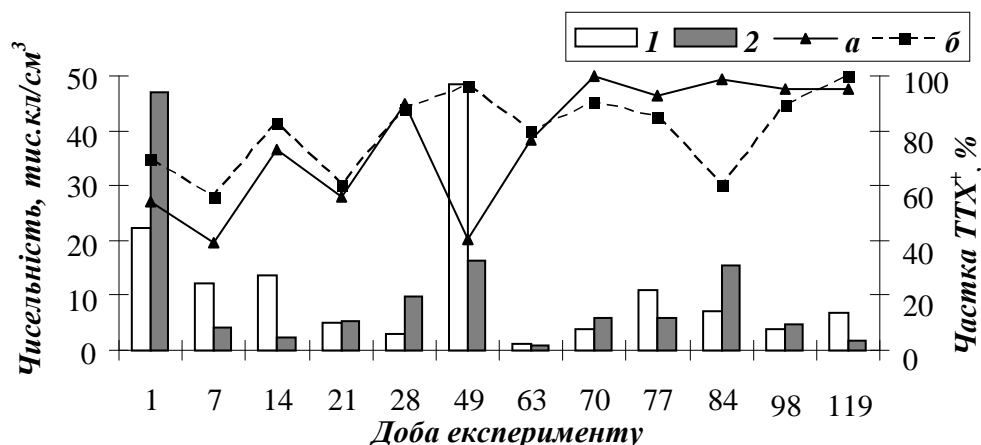


Рис. 1. Динаміка чисельності сапрофітних бактерій (1, 2) та клітин з активною електронно-транспортною системою (а, б) у водному середовищі мікрокосмів (1, а – система № 1; 2, б – система № 2)

Протягом подальших спостережень відмічали значну амплітуду коливань чисельності бактерій та частки TTX^+ клітин. Так, у мікрокосмі № 1 у період з 7-ї по 28-у доби реєстрували поступове зниження чисельності сапрофітних бактерій у водному середовищі, тобто порівняно з початком експерименту цей показник знизився у середньому майже у 3,0 рази. У цей період спостерігали флуктуації кількості TTX^+ клітин з тенденцією їх збільшення (в середньому 64,6%). На 49-у добу у мікрокосмі № 1 відмічали максимальні показники кількості сапрофітних бактерій та мінімальні частки клітин з активною електронно-транспортною системою за весь час спостережень. У водному середовищі мікрокосму № 2 у період з 7-ї до 14-ї доби відмічено поступове зниження чисельності сапрофітних бактерій; мінімальні показники кількості бактерій спостерігали саме на 14-у добу дослідження. В подальшому (21–49-а доби) у водному середовищі системи № 2 реєстрували збільшення в середньому у 3,0 рази чисельності бактерій. Частка TTX^+ клітин в цей період (з 7-ї до 49-ї доби) характеризувалася незначною амплітудою коливань з тенденцією збільшення (рис. 1). Ймовірно, що на цьому етапі особливості зміни чисельності та метаболічної активності мікроорганізмів в дослідних системах можуть бути обумовлені різницею в інтенсивності перебігу процесів життєдіяльності дрейсено-гамаридних угруповань.

На 63-ю добу досліджень у водному середовищі мікрокосмів були відмічені мінімальні показники кількості сапрофітних бактерій за весь період спостережень, а частка клітин з активною електронно-транспортною системою була високою (рис. 1). Зазначені зміни чисельності бактерій у системах, можливо, пов'язані з змінами гідрохімічних параметрів середовища, а також з процесами життєдіяльності водяних організмів.

Упродовж наступних двох місяців (70–119-а доби) спостерігали періодичні флуктуації чисельності сапрофітних бактерій у водному середовищі обох мікрокосмів. Так, у системі № 1 цей показник був в середньому у 2,3, а у № 2 — у 2,0 рази нижчим, ніж у попередній період спостережень. Частка TTX^+ клітин у воді мікрокосмів була в середньому у 1,4 рази вищою, ніж у початковий період досліджень (рис. 1). Такі зміни, можливо, пов'язані з органічною речовиною корму, що вносилася та особливостями динаміки розвитку угруповання безхребетних.

Протягом спостережень розкладання органічної речовини (ОР) у мікрокосмах коливався у широких межах і був у системі № 1 від 0,05 мг С/(дм³·добу) до 0,26 мг С/(дм³·добу) (в середньому $0,11 \pm 0,02$ мг С/(дм³·добу)), а у системі № 2 – від 0,03 мг С/(дм³·добу) до 0,31 мг С/(дм³·добу) (в середньому $0,11 \pm 0,02$ мг С/(дм³·добу)) (рис. 2).

Показники деструкції ОР в обох мікрокосмах мали значну амплітуду коливань з тенденцією поступового зростання від 1-ї до 119-ї доби. Найбільш інтенсивно процеси розкладу ОР проходили у мікрокосмі № 2, хоча різниця в динаміці показників між системами була недостовірною ($p > 0,05$). Необхідно відмітити, що значне збільшення амплітуди коливань на етапі з 70-ї по 112-у добу може свідчити про зниження функціональної стійкості обох мікрокосмів, більш виражене в системі № 2 (рис. 2).

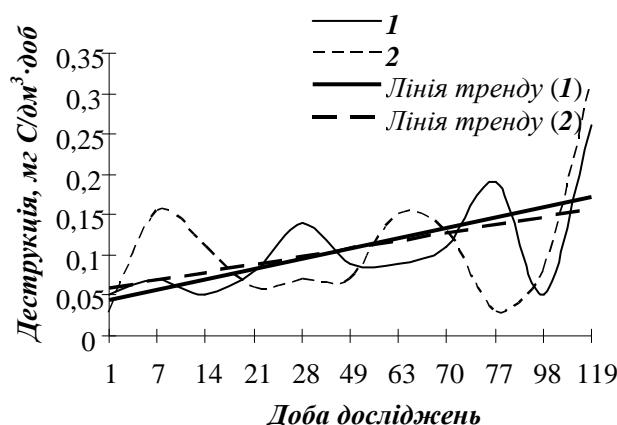


Рис 2. Деструкція органічної речовини у водному середовищі мікрокосмів (1 – система № 1, 2 – система № 2)

Висновки

Отже, динаміка вивчених параметрів свідчить про поступове зниження стійкості мікрокосмів. Порівнюючи системи між собою, можна підсумувати, що за показниками чисельності сапрофітних бактерій, часткою ТТХ⁺ клітин та деструкцією ОР у воді система № 2 характеризувалася більшою інтенсивністю процесів життєдіяльності і виявилася менш стійкою. Це може бути пов'язане з особливостями динаміки чисельності і біомаси безхребетних, інтенсивністю харчування угруповання.

1. Горленко В.М. Экология водных микроорганизмов / В.М. Горленко, Г.А. Дубинина, С.И. Кузнецов. – М.: Наука, 1977. – 288 с.
2. Драбкова В.Г. Гетеротрофная бактериальная продукция на различных стадиях евтрофированных озер / В.Г. Драбкова // Проблемы гидроэкологии на рубеже веков: труды междунар. конф., 2000 г. – Санкт-Петербург, 2000. – С. 51–52.
3. Кузнецов С.И. Методы изучения водных микроорганизмов / Кузнецов С.И., Дубинина Г.А.. – М.: Наука, 1989. – 288 с.
4. Кузнецов С.И. Микробиологические процессы круговорота углерода и азота в озерах / С.И. Кузнецов, А.И. Саралов, Т.Н. Назина. – М.: Наука, 1985. – 212 с.
5. Обобщенный перечень предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды рыбохозяйственных водоемов. Офиц. изд. – М.: Министерство рыбного хозяйства СССР, 1990. – 47 с. – (Нормативный документ Минрыбхоза).
6. Олейник Г.Н. Бактериопланктон Сасыкского водохранилища / Олейник Г.Н., Кабакова Т.Н. // Гидробиол. журн. – 1995. – Т. 31, № 3. – С. 47–58.
7. Романенко В.И. Экология микроорганизмов пресных водоемов: [лабораторное руководство] / Романенко В.И., Кузнецов С.И. – Л.: Наука, 1974. – 194 с.
8. Садчиков А.П. Трансформация органического вещества бактериальным сообществом в водоемах разной трофности / А.П. Садчиков // Гидробиол. журн. – 2001. – Т. 37, № 3. – С. 87–92.

В.Д. Романенко, Ю.Г. Крот, Е.В. Старосила

Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

ОСОБЕННОСТИ ФУНКЦИОНИРОВАНИЯ ДРЕЙССЕНО-ГАММАРИДНОГО СООБЩЕСТВА В УСЛОВИЯХ МИКРОКОСМА: ДИНАМИКА МИКРОБИОЛОГИЧЕСКИХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ

Изучали ряд микробиологических показателей при функционировании микрокосма с сообществом дрейссенид и гаммарид. Обсуждаются вопросы взаимосвязи динамики микробиологических параметров с процессами жизнедеятельности гидробионтов.

Ключевые слова: микрокосм, сапрофитные бактерии, клетки с активной электронно-транспортной системой, деструкция органического вещества

V.D. Romanenko, Yu.G. Krot, E.V. Starosila

Institute of hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

FEATURES OF FUNCTIONING DREYSSENO-GAMMARIDE COMMUNITY IN THE CONDITIONS OF MICROCOSM: DYNAMICS OF MICROBIOLOGICAL INDEXES

The row of the microbiological factors when operation of microcosm with community *Dreissena polymorpha* (Pallas), *D. bugensis* (Andrusov) and *Dikerogammarus haemobaphes* (Eichwald), *Chaetogammarus ischnus* (Stebbing) has been carried out. The questions intercoupling speakers microbiological parameter are discussed with process of vital activity hydrobionts.

Key words: microcosm, saprophyte bacteria, cells with active electronic-transport system, destruction organic matter

УДК [(574.5(28):001.891](285.33:574.586)

Я.І. РУСІНЧУК¹, О.О. ПРОТАСОВ¹, А.А. СИЛАЄВА¹, Н.М. ЛАСКОВЕНКО²

¹Інститут гідробіології НАН України

пр-т Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210

²Інститут хімії високомолекулярних сполук НАН України

Харківське шосе, 48, Київ, 02160

ДИНАМІКА РОЗВИТКУ ЗООПЕРИФІТОНУ У КИЇВСЬКОМУ ВОДОСХОВИЩІ ТА ДОСЛІДЖЕННЯ АНТИОБРОСТАЮЧОЇ ЗДАТНОСТІ ПОКРИТТІВ

Досліджено динаміку розвитку зооперифітону на експериментальних субстратах в Київському водосховищі. Показано, що покриття „Інтерклин 245” та „ЕМПУ” значною мірою пригнічують розвиток зооперифітону.

Ключові слова: водоймище, зооперифітон, антиобростаючі покриття

Прісноводний перифітон є порівняно мало дослідженою екологічною групою гідробіонтів. Разом з тим, боротьба з обростанням систем, пов'язаних з водопостачанням та водовикористанням, є однією з найважливіших та складніших проблем технічної гідробіології. Заходи, спрямовані на боротьбу з небажаним обростанням, повинні мати винятково локальний характер та бути нешкідливими для інших гідробіонтів. Існує ряд методів для боротьби з обростанням, які можна класифікувати як хімічні, фізичні, механічні [1-3, 5] та біологічні [4, 5]. Одним з методів боротьби проти обростання є застосування антиобростаючого покриття [2].

Метою роботи було дослідити динаміку формування угруповань зооперифітону та вплив антиобростаючого покриття на розвиток організмів перифітону на експериментальних субстратах.

Матеріал і методи досліджень

Дослідження зооперифітону здійснювали протягом 2008–2009 рр. на Київському водосховищі в районі ГЕС. Експериментальними субстратами були прямокутні пластини розмірами 7×2,5 см з нержавіючої сталі, сталі-3, вініпласту, що встановлювалися на глибинах 2, 5 та 7 м (табл. 1). Як антиобростаючі покриття використали покриття „Інтерклин 245” від торгової марки „International paint” та оригінальне покриття на основі модифікованої поліуретанової емалі з антикорозійними властивостями (ЕМПУ), розроблене в Інституті хімії високомолекулярних сполук НАН України. До складу емалі „ЕМПУ” як модифікатор введено довголанцюговий хлорвмісний полімер та кремнійвмісні сполуки.

Протягом експерименту здійснювалося кілька контрольних відборів пластин. Зняті пластини разом з обростанням фіксували 4%-ним розчином формальдегіду для подальшого вивчення в лабораторних умовах.

Таблиця 1

Характеристика експериментальних субстратів

Пластины	Дата виставлення	Експозиція (діб)	Глибина (м)	n
Нержавіюча сталь	22.05.08	20, 30, 75, 89, 143	2	10
			7	11
Нержавіюча сталь з покриттям „Інтерклин 245”	22.05.08	75, 89	2	2
			7	2
Вініпласт	05.05.09	70, 191	5	6
Нержавіюча сталь	05.05.09	70, 191	5	6
Сталь-3 з покриттям „ЕМПУ”	14.07.09	118	5	3
Нержавіюча сталь з покриттям „ЕМПУ”	14.07.09	118	5	3

Результати досліджень та їх обговорення

Перший проміжний відбір пластин було здійснено через 20 діб експозиції (11.06.08 р.). Обростання були незначними. На субстратах, розміщених на глибині 2 м, було виявлено лише гідр, на глибині 7 м – ще й велігери дрейсени, що осіли (табл. 2).

Таблиця 2

Чисельність та біомаса гідробіонтів на експериментальних субстратах (нержавіюча сталь) на різних глибинах

Таксономічні групи	h	Доба									
		20		35		75		89		143	
		N	B	N	B	N	B	N	B	N	B
Spongia	2	–	–	–	–	+	8,1	+	1,0	+	130,6
	7	–	–	–	–	+	1,4	+	–	+	75,0
Hydrozoa	2	1,1	0,1	3,9	0,3	143,1	12,3	168,9	14,2	–	–
	7	1,7	0,1	3,6	0,3	92,8	8,1	45,8	4,1	–	–
Oligochaeta	2	–	–	–	–	9,2	1,6	20,8	9,9	36,7	2,0
	7	–	–	–	–	1,1	0,5	0,8	0,2	12,5	0,6
Chironomidae	2	–	–	–	–	1,4	0,2	9,4	4,5	3,5	0,8
	7	–	–	–	–	1,1	0,6	0,8	0,1	0,6	0,0
Dreissenidae	2	–	–	6,1	0,7	45,3	66,4	1093,9	374,6	474,1	918,4
	7	0,2	0,1	2,4	0,4	83,6	17,1	335,0	103,6	278,1	200,4
Інші	2	–	–	–	–	–	–	0,3	0,1	1,7	0,3
	7	–	–	–	–	0,6	0,0	0,3	0,1	0,3	0,1
Загалом $M \pm m$	2	1,1±0,0	0,1±0,0	10,0±2,5	1,0±0,3	199,0±5,1	88,6±7,3	1293,3±15,6	404,3±32,9	516,0	1052,1
	7	1,9±0,7	0,13±0,1	6,0±0,7	0,7±0,1	179,2±90,8	27,7±17,2	382,8±66,1	108,1±7,4	291,5	276,1

Примітки: тут і в табл. 3–6: „+” – наявність колоній губок; N – чисельність, тис. екз./м²; B – біомаса, г/м², h – глибина, м. До групи „Інші” віднесено Nematoda, Gammaridae, Gastropoda, Trichoptera.

На 35 добу експозиції (26.06.08 р.) дрейсена з’являється і на пластинах з глибини 2 м. В цілому таксономічний склад не змінився. Кількісні показники зооперифітону на глибині 2 м починають переважати такі для глибини 7 м. Домінантом в обох випадках була дрейсена, але на глибині 2 м її частка була вищою (61% за чисельністю та 69% за біомасою), ніж на 7 м (41% та 56% відповідно).

На 75 добу експерименту (06.08.08 р.) у таксономічному складі зооперифітону відбулися зміни: з’явилися губки, нематоди, олігохети, личинки хірономід (всього 8 таксонів – на глибині 2 м, 9 таксонів – на глибині 7 м). На пластинах відмічено два види дрейсени – *D. polymorpha* Pall., *D. bugensis* Andr., розміром 1,3–3,5 мм, та велігери, що осіли. Кількісні показники зооперифітону різко зросли, за біомасою ж переважала дрейсена.

На 89 добу експозиції (21.08.08 р.) таксономічний склад більш багатим був на глибині 2 м, ніж на 7 м (відповідно 11 та 7 таксонів), чисельність зооперифітону зросла до максимальних значень за весь період експерименту, в основному, за рахунок дрейсени.

На експериментальних субстратах, зібраних на 143 добу експерименту (14.10.08 р.), відмічені значні поселення дрейсени двох видів, колонії губок, на глибині 2 м з’явилися гамариди

(*Chaetogammarus ishnus* Stebbing) та личинки волохокрильців (*Ecnomus tenellus* (Rumbur)) – всього 11 таксонів. На глибині 7 м таксономічний склад в цілому не змінився. Біомаса та кількість зооперифітону на глибині 2 м була значно більшою ніж на глибині 7 м. В обростанні значно домінувала дрейсена, частка якої складала 91,9% (2 м) і 95,4% (7 м) від загальної чисельності та 87,3% (2 м) і 72,6% (7 м) від загальної біомаси. Отже, на відміну від чисельності, максимальні показники біомаси зооперифітону відмічені на 143 добу.

Пластини з нержавіючої сталі з антиобростаючим покриттям „Інтерклин 245” на 35 добу експозиції при візуальному огляді обростання не мали. На 75 добу в цілому розвиток зооперифітону як у кількісному так і в якісному відношенні був меншим, ніж для субстратів без антиобростаючого покриття (табл. 3). Губки не виявлені.

Таблиця 3

Чисельність та біомаса гідробіонтів на експериментальному субстраті з покриттям „Інтерклин 245”

Таксономічні групи	6.08.2008 (75 доба)				21.08.2008 (89 доба)			
	h = 2 м		h = 7 м		h = 2 м		h = 7 м	
	N	B	N	B	N	B	N	B
Oligochaeta	–	–	1,7	0,3	2,8	0,8	–	–
Hydrozoa	1,7	0,1	17,8	1,4	40,0	3,3	34,4	2,8
Chironomidae	0,6	0,0	0,6	0,0	0,6	0,6	0,6	0,1
Gammaridae	–	–	–	–	–	–	0,6	0,9
Dreissenidae	4,4	0,2	8,9	1,3	27,2	15,5	4,4	0,5
Загалом	6,7	0,3	29,0	3,0	70,6	20,1	40,0	4,3

При цьому чисельність і біомаса зооперифітону на 75 добу експозиції була вищою на глибині 7 м, ніж на 2 м.

У 2009 р. проміжний відбір контрольних пластин (вініпласт, нержавіюча сталь) було проведено на 70 добу експозиції (14.07.09 р.). В цілому таксономічний склад зооперифітону був подібний до минулорічного. Загальна чисельність на вініпласті становила $137,6 \pm 15,5$ тис. екз/м², на нержавіючій сталі – $114,3 \pm 33,98$ тис. екз/м², біомаса – $94,6 \pm 11,52$ г/м² та $122,6 \pm 83,79$ г/м² відповідно. Як і у 2008 р. за чисельністю та біомасою в зооперифітоні домінували дрейсена та гідри, причому гідри домінували на вініпласті, а дрейсена – на пластинах з нержавіючої сталі.

На 191 добу експозиції на експериментальних субстратах біомаса та чисельність дрейсени досягли максимуму (табл. 4). При цьому найбільшими вони були на вініпластових пластинах, меншими на пластинах з нержавіючої сталі, і зовсім незначними на субстратах з нанесеним антиобростаючим покриттям „ЕМПУ”.

Таблиця 4

Чисельність та біомаса гідробіонтів на експериментальних субстратах, 2009 р. (експозиція 191 доба)

Таксономічні групи	Вініпласт		Нержавіюча сталь		Нержавіюча сталь + ЕМПУ		Сталь-3 + ЕМПУ	
	N	B	N	B	N	B	N	B
Spongia	+	0,9	+	0,8	+	0,7	+	3,0
Oligochaeta	–	–	0,1	0,1	–	–	–	–
Chironomidae	0,6	0,1	0,1	0,0	0,1	0,0	0,3	0,0
Gammaridae	0,9	0,8	1,5	1,2	0,0	0,1	–	–
Dreissenidae	58,7	1238,6	73,9	1232,7	5,3	175,1	2,2	8,6
Загалом, $M \pm m$	$60,2 \pm 18,13$	$1240,4 \pm 474,1$	$75,6 \pm 10,55$	$1234,8 \pm 392,67$	$5,4 \pm 0,69$	$175,9 \pm 13,98$	$2,5 \pm 1,0$	$11,6 \pm 5,73$

Раніше було показано [3], що губки є чутливими індикаторами біоцидності субстратів. Однак у випадку використання „ЕМПУ” на фоні пригнічення розвитку обростання дрейсеною негативного впливу на розвиток колоній губок не спостерігали.

Висновки

Динаміка розвитку обростання у Київському водосховищі у загальних рисах подібна до динаміки у Канівському водосховищі [2]. Основу біомаси складала дрейсена. Дослідження антиобростаючих покриттів дозволило виявити певну відмінність у розвитку зооперифітону на різних

експериментальних субстратах. Так, на покритті „Інтерклин 245” губки не розвивалися, водночас на покритті „ЕМПУ” спостерігався їх інтенсивний розвиток.

Досліджені антиобростаючі покриття виявилися ефективним засобом для обмеження розвитку дрейсени. На антиобростаючих покриттях „Інтерклин 245” біомаса гідробіонтів на 89 добу була меншою в середньому у 20,1 та 25,1 рази для глибини 2 м і 7 м, відповідно, порівняно з пластинами з нержавіючої сталі без антиобростаючого покриття. На пластинах з нержавіючої сталі, вкритих антиобростаючим покриттям „ЕМПУ”, біомаса гідробіонтів була меншою, ніж на пластинах з нержавіючої сталі без антиобростаючого покриття, у 6,4 рази.

1. Протасов А.А. Биологические помехи в эксплуатации энергетических станций, их типизация и основные гидробиологические принципы ограничения / А.А. Протасов, Г.А. Панасенко, С.П. Бабарига // Гидробиол. журн. – 2008. – Т. 44, № 5. – С. 36–53.
2. Протасов А.А. Оценка обрастания некоторых антикоррозионных покрытий в пресной воде / А.А. Протасов, А.А. Силаева, В.В. Ефанова // Гидробиол. журн. – 2004. – Т. 40, № 3. – С. 53–67.
3. Раилкин А.И. Процессы колонизации и защита от обрастания / А.И. Раилкин. – СПб.: Изд-во С.-Петербург. ун-та, 1998. – 270 с.
4. Molloy D. Natural enemies of zebra mussels: Predators, parasites and ecological competition / D. Molloy, A. Karataev, L. Burlakova // Rev. Fisher. Res. – 1997. – № 1. – P. 27–97.
5. Nalepa T. Zebra mussels. Biology, impacts and control / Nalepa T., Schloesser D. – Boca Raton.: Lewis Publ., 1993. – 810 p.

Я.И. Русинчук¹, А.О. Протасов¹, А.А. Силаева¹, Н.М. Ласковенко²

¹Інститут гідробіології НАН України, Київ

²Інститут хімії високомолекулярних сполучень НАН України, Київ

ДИНАМИКА РАЗВИТИЯ ЗООПЕРИФИТОНА В КИЕВСКОМ ВОДОХРАНИЛИЩЕ И ИССЛЕДОВАНИЕ АНТИОБРАСТАЮЩЕЙ СПОСОБНОСТИ ПОКРЫТИЙ

Исследовали динамику развития зооперифитона на экспериментальных субстратах в Киевском водохранилище. Показано, что покрытия „Інтерклин 245” та „ЕМПУ” в значительной степени угнетают развитие зооперифитона.

Ключевые слова: водоем, зооперифитон, антиобрастающие покрытия

Ya.I. Rusinchuk¹, O.O. Protasov¹, A.A. Silaeva¹, N.M. Laskovenko²

¹ Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

² Institute of High Molecular Connections of NAS of Ukraine, Kyiv

DYNAMICS OF DEVELOPMENT OF ZOOPERIPHYTON IN THE KYIV WATER BASIN AND RESEARCH OF ANTIBECOMING OVERGROWN WITH ABILITY OF COVERAGES

Dynamics of development zooperiphyton on experimental substratas in the Kyiv water basin was investigated. It is shown, that coverings "Інтерклин 245" and "ЕМПУ" strongly suppressed of zooperiphyton development.

Key words: reservoir, zooperiphyton, antibecomings overgrown with coverages

УДК 594.32 (477)

Ю.С. РЯБЦЕВА¹, О.Ю. АНІСТРАТЕНКО^{1,2}, В.В. АНІСТРАТЕНКО¹

¹Інститут зоології НАН України

вул. Б. Хмельницького, 15, Київ 01601

²Інститут геологічних наук НАН України

вул. О. Гончара, 55-б, Київ 01601

МОРФОЛОГІЯ ЕМБРІОНАЛЬНОЇ ЧЕРЕПАШКИ ТА МІНЛИВІСТЬ ТЕЛЕОКОНХА ЧЕРЕВОНОГИХ МОЛЮСКІВ РОДУ *VIVIPARUS* ФАУНИ УКРАЇНИ

У статті наведено дані про морфологію та мінливість черепашки молюсків роду *Viviparus*. Особливу увагу приділено особливостям будови ембріональної черепашки *V. viviparus* (Linnaeus,

1758). Статистичними методами не виявлено гіатус між конхологічними формами (видами), що чітко диференціюються компараторним методом.

Ключові слова: морфологія, черепашка, черевоногі молюски, *Viviparus*, Україна

Серед прісноводних гребінчастозябрових молюсків Палеарктики найкрупнішими за розмірами та найдавнішими за часом вселення в континентальні водойми є представники родини Viviparidae Gray, 1847. Вівіпариди світової фауни давно та інтенсивно досліджуються як у фауністичному, так і в морфологічному відношенні. Багато окремих статей, зведень та монографій присвячено вивченню черепашки, радули та анатомії м'якого тіла цих тварин [1, 2, 4, 5]. Разом з тим, дотепер відсутній єдиний погляд на систематику, генезис Viviparidae і, відповідно, філогенез родини та її відношення до інших молюсків підкласу Pectinibranchia. На нашу думку, саме використання комплексного підходу до оцінки морфології живородок Європи дозволить підійти до вирішення низки питань їх систематики, таксономії та родинних стосунків.

Основна мета дослідження – встановити основні морфологічні особливості ембріональної черепашки представників роду *Viviparus* Montfort, 1810, які мешкають в Україні.

Крім того, актуальною є проблема діагностики морфологічно подібних видів даного роду, оскільки у водоймах Європи, у тому числі й України, мешкають не менше 3-5 видів родини Viviparidae. Розмежування видів живородок у сукупних вибірках, як правило, виконується з використанням якісних і кількісних характеристик черепашки, зрідка кришечки. Невизначена мінливість черепашки дорослих вівіпарид зазвичай сильно ускладнює визначення; більше того, діапазон цієї мінливості може бути оцінений лише у випадках точної видової діагностики молюсків. Тому ми спробували визначити характер і межі варіювання основних параметрів дорослої черепашки живородок та оцінити ефективність статистичних методів для діагностичних цілей, тобто виявлення у вибірках двох і більше конхологічних форм (видів) роду *Viviparus*.

Матеріал і методи досліджень

Матеріалом роботи слугували власні збори авторів у червні 2009 р. з р. Арбузинка та р. Молочна; використані також фондові колекції Зоологічного музею ННПМ НАН України (Київ). Всього для роботи нами використані 117 черепашок дорослих особин живородок з 5 місцезнаходжень у різних районах України (басейни Західного Бугу, Південного Бугу, Дніпра та р. Молочна). З використанням компараторного методу у межах усіх 5 вибірок встановлено наявність двох конхологічних форм *Viviparus*, що відрізняються між собою за основними геометричними характеристиками (рис. 1). Одна з них має коротко-яйцеподібний завиток та округле устя (імовірно *V. sphaeridius* (Bourguignat, 1880)), друга відрізняється більш витягнутою формою завитка й устя – ймовірно *V. viviparus* (Linnaeus, 1758). Кожна черепашка була проміряна за 7 параметрами з використанням стереоскопічного мікроскопа МБС-9 та окуляр-мікрометра; всі отримані дані опрацьовано за допомогою загальноприйнятих статистичних методів. У роботі нам доводилося порівнювати кілька вибірок, об'єднаних в єдиний статистичний комплекс. Була визначена частка варіації, зумовлена місцем знаходження вибірки, кожної з 7 досліджуваних ознак черепашки з використанням F-критерію. За допомогою дискримінантного аналізу ми спробували класифікувати особин живородкових оптимальним способом, виявивши при цьому, які саме з основних параметрів черепашки розділяють вівіпарид у досліджуваних вибірках.

Для вивчення ембріональної черепашки нами було розітнуто 10 дорослих самок *V. viviparus* (з р. Арбузинка та р. Молочна). З виводкових сумок молюсків було вилучено ембріонів різних стадій зрілості; після візуального дослідження, промірів, фіксації та очищення від м'яких тканин, деякі раковини були використані для сканівної електронної мікроскопії (СЕМ). Електронно-мікроскопічні зображення отримані за допомогою цифрового сканівного електронного мікроскопа JSM-6490 в Інституті геологічних наук НАН України.

Результати досліджень та їх обговорення

Ембріональна черепашка представників даної родини трактується нами як частина черепашки молюска, яка була сформована в яйцевих оболонках (протоконх) до виходу ембріона з виводкової сумки материнської особини у зовнішнє середовище. Черепашка ембріона, готового до виходу назовні, складена 3–3,5 обертами, має кулясту форму, вузький завиток, пупок різної ширини, але ніколи не прикритий (відворотом колумелярного краю) повністю (рис. 2А). Стінка ембріональної черепашки тонка, досить крихка, хоча містить щодо малу кількість вапна, прозора, не пігментована, світло-рогового кольору.

Поверхня черепашки, яка безпосередньо прилягає до першого оберту (протоконха) вкрита тонкою скульптурою, що складається з щільно розташованих спіральних та осьових цівок. Наступні

оберти мають грубші лінії наростання, спіральні реберця та періостракальні волоски. Як спіральна, так і осьова скульптури, можуть бути виражені більш-менш ясно, іноді майже зовсім редуковані на деяких ділянках (рис. 2B-D). Спіральні ряди щетинок складаються з рівномірно розставлених елементів. Ці ряди можна згрупувати в два класи: основні та додаткові. Перші складаються з порівняно довгих і рідко розставлених волосків, в той час як додаткові складені з коротких, близько розташованих шипиків, які зазвичай зливаються у спіральне реберце (кіль) з фестончастим верхнім краєм. Між основними рядами волосків налічується 5–6 або 9–10 рядів додаткових спіральних ниток (на різних обертах).

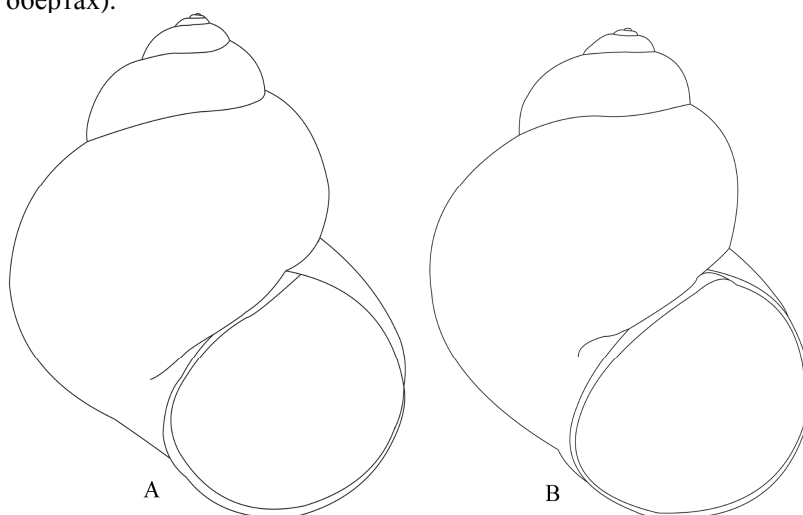


Рис.1. Конхологічні форми *Viviparus*: А – *V. viviparus* (Linnaeus, 1758), В – *V. sphaeridius* (Bourguignat, 1880)

При народженні у вівіпарид з материнської особини виходить молодий молюск, що формує усю подальшу частину черепашки (телеоконх), ведучи бентосний спосіб життя. До ембріональної черепашки при цьому молюски добудовують ще 1-1,5 оберти, досягаючи в сумі 4,5–5,0 оберти.

Багато авторів зверталися до раннього онтогенезу черепашки *Viviparidae* [2, 5], однак детальні описи протоконха були виконані лише порівняно нещодавно. К. Бандель [3] наводить опис і рисунки, які пояснюють основні стадії росту ембріонів, спостережені автором; А. Гертнер [6] вказує деякі деталі морфології протоконхів, що відрізняють, на його думку, різні види *Viviparus*, однак також не надає зображень. Детальний опис та якісні фото ранніх стадій розвитку ембріональних черепашок двох видів роду *Viviparus* (*V. viviparus* і *V. fasciatus*) наводить Ф. Рідель [7].

Наймолодша частина ембріональної черепашки позбавлена спіральності і несе чіткі складки. Таку ж зморшкувату поверхню має початкова частина першого оберту, яка вже завилася у спіраль (рис. 2С). Подібні складки стінки хронологічно чітко відповідають стадії формування верхньої частини черепашки ембріона, яка має суто органічну, не просочену мінеральними солями матрицю. Наші спостереження та літературні дані показують, що початок звапніння у *V. viviparus* відбувається під періостракумом у наймолодшій (прилеглий до устя) частині черепашки, а не у верхівковій (апикальній). Згідно даних Ф. Ріделя перші кристали арагоніту у *V. viviparus* з'являються на стадії 0,75 оберту, а у *V. fasciatus* – при досягненні черепашкою ембріона 0,5 обороту [7]. Унаслідок цього формування першого оберту черепашки відбувається при порівняно м'якій апікальній її частині. Подальше закручування (зміщення у площині першого обороту) призводить до деформації органічної та податливої вершини. Згодом процес звапніння охоплює також ділянки черепашки, які розташовані при вершині (нібі, повертаючись у її напрямку), однак складки та зморшки, що утворилися при зім'ятті матриксу, залишаються довічно (рис. 2). Отже, характерна, очевидно для всіх вівіпарид деформація апікальної частини протоконха, визначається запізненням процесу звапніння його органічного каркасу. Завдяки цьому специфічні особливості онтогенезу ембріонів відображаються на їх черепашці, слугують надійними маркерами яйцеживородіння і, ймовірно, мають видові характеристики, які можуть бути корисні систематику.

Отримані дані вимірювань за 7 основними параметрами черепашки свідчать про високий рівень морфологічної мінливості вівіпарид, які мешкають в Україні. Однофакторний дисперсійний аналіз показав, що відмінності за кожним з 7 ознак черепашки у досліджених групах не є випадковими, а зумовлені впливом фактора місця знаходження вибірки ($p < 0,01$). Сила впливу

цього чинника на досліджувані ознаки є такою: найбільше він впливає на висоту завитка черепашки ($h^2 = 0,44$), а найменше – на число обертів ($h^2 = 0,29$).

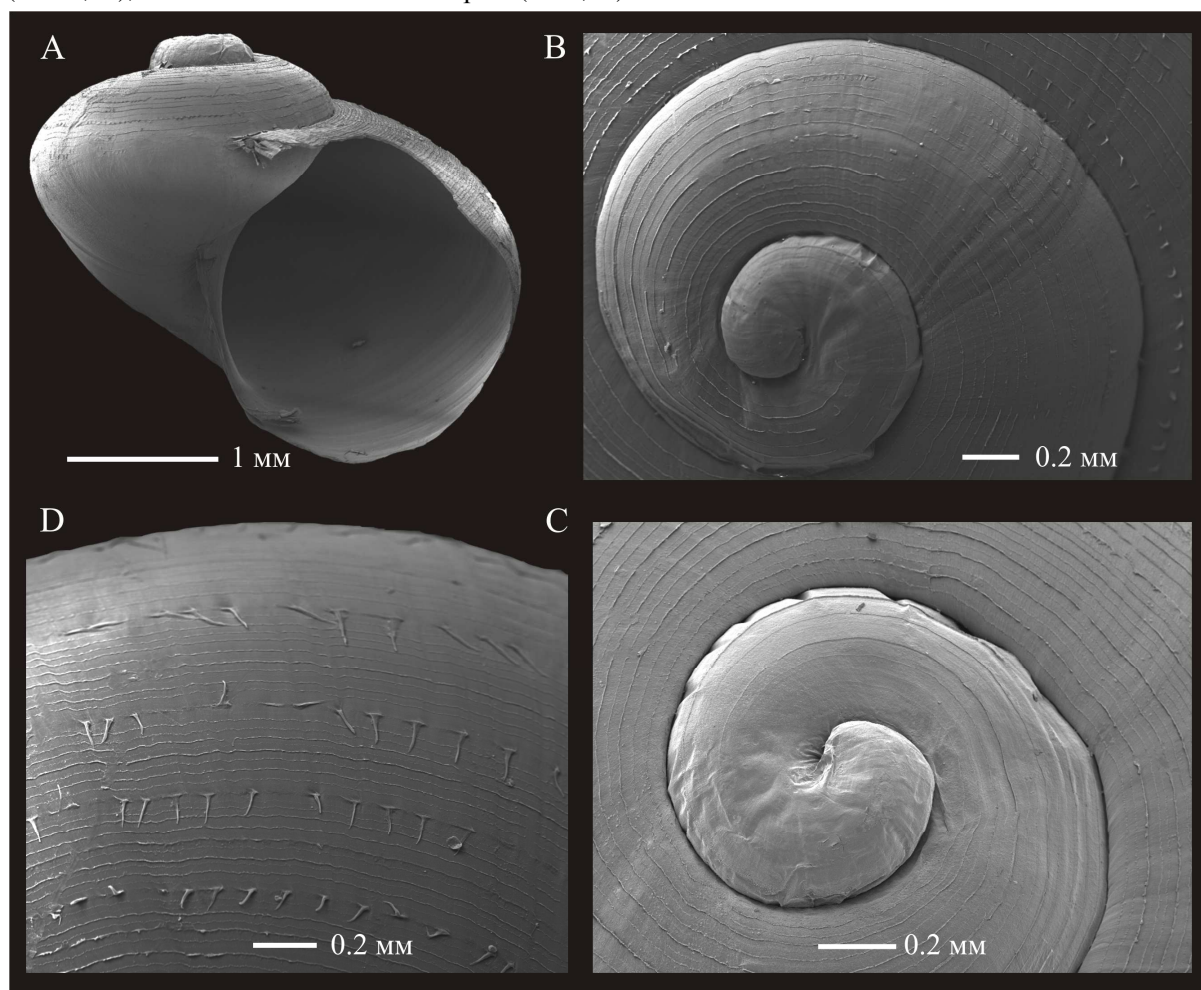


Рис.2. Деталі морфології ембріональної черепашки *V. viviparus*: А – вигляд черепашки з устя, В – початкові оберти черепашки, С – протоконх та його скульптура; D – спіральні реберця та періостракальні щетинки останнього оберту ембріона

Результати дискримінантного аналізу показують відсутність відокремленості цих двох форм (рис. 1). При цьому були виявлені змінні, що дискримінували черепашки: висота устя – 74%, ширина черепашки – 54%. Порівняно мала ефективність основних промірів черепашки для надійної диференціації морфологічно близьких видів *Viviparus* не випадкова. Причиною даного явища є специфіка початкового формування, росту та стабілізації основних конструктивних характеристик черепашки видів цього роду у процесі онтогенезу (див. вище). Молюски роду *Viviparus* виношують молодь (приблизно до віку 3,0–3,5 обертів) у виводкових сумках, наступні 1,5–2,0 обороту раковини формуються після народження потомства.

Висновки

Компаративний метод дозволяє порівнювати геометричні особливості ембріональних обертів черепашки, які формуються у щодо стабільних умовах материнського організму. Тим самим майже повністю усувається вплив постембріональної мінливості черепашки на визначення молюсків.

Отже, для надійної диференціації близькоспоріднених, а тому морфологічно подібних видів *Viviparus*, необхідні детальні відомості про ранні стадії формування їхньої черепашки. У систематичному відношенні це означає необхідність вважати досліджувані види самостійними (у нашому випадку *V. sphaeridius* та *V. viviparus*) доти, поки не доведено, що це один і той же вид, надійно не поділюваний ніякими наявними методами.

Автори вдячні В.А. Подоби за сприяння при виготовленні знімків з використанням СЕМ.

1. Павлюченкова О.В. Морфо-функциональный и кариологический анализ моллюсков надсемейства Viviparoidea (Gastropoda, Pectinibranchia) фауны России и сопредельных территорий : автореф. дис. ... канд. биол. наук: 03.00.08 "Зоология" / О.В. Павлюченкова. – ЗИН РАН, 1997. – 19 с.
2. Annandale N. The evolution of the shell sculptures in fresh water snail of the family Viviparidae / N. Annandale // Proceedings of the Royal Society of London. – 1924. – Vol. 96. – P. 60–76.
3. Bandel K. Morphologie und Bildung der frühontogenetischen Gehäuse bei conchiferen Mollusken / K. Bandel // Facies (Erlangen). – 1982. – Vol. 7. – P. 1–198.
4. Falniowski A. Embryonic shells of Viviparus – what they may tell us about taxonomy and phylogeny? (Gastropoda: Architaenioglossa: Viviparidae) / A. Falniowski // Malacologische Abhandlungen. – 1996. – Vol. 18, N 3. – P. 35–42.
5. Fretter V. British Prosobranch Mollusca: their functional anatomy and ecology / Fretter V., Graham A. // Ray Society. – London, 1963 (1962). – 755 p.
6. Gorthner A. Bau, Funktion und Evolution komplexer Gastropodenschalen in Langzeit-Seen, mit einem Beitrag zur Paläobiologie von Gyraulus "multiformis" im Steinheimer Becken / A. Gorthner // Stuttgarter Beitrage zur Naturkunde (Seie B). – 1992. – Bd. 190. – S. 1–173.
7. Riedel F. Early ontogenetic shell formation in some freshwater gastropods and taxonomic implications of the protoconch / F. Riedel // Limnologia. – 1993. – Vol. 23, N 4. – P. 349–368.

Ю.С. Рябцева¹, О.Ю. Анистратенко^{1,2}, В.В. Анистратенко¹

¹Інститут зоології НАН України, Київ

²Інститут геологічних наук НАН України, Київ

МОРФОЛОГІЯ ЕМБРИОНАЛЬНОЇ РАКОВИНИ І ЗМІНЧИВІСТЬ ТЕЛЕОКОНХА БРЮХОНОГИХ МОЛЛЮСКОВ РОДА VIVIPARUS ФАУНИ УКРАЇНИ

В статті приведені дані по морфології і змінливості раковини моллюсков роду *Viviparus*. Особливу увагу приділено особливостям будови ембріональної раковини *V. viviparus* (Linnaeus, 1758). Статистическими методами не виявлено хиатус між конхологічними формами (видами), які чітко виявляються компараторним методом.

Ключові слова: морфологія, ракушка, брюхоногі моллюски (*Viviparus*), Україна

Yu.S. Ryabtseva¹, O.Yu. Anistratenko^{1,2}, V.V. Anistratenko¹

¹Institute Zoology of NAS of Ukraine, Kyiv

²Institute Geological Sciences of NAS of Ukraine, Kyiv

MORPHOLOGY OF EMBRYONAL SHELL AND CHANGEABILITY OF TELEOKONCH GASTROPODAS OF MOLLUSC OF SORT OF VIVIPARUS OF FAUNA OF UKRAINE

Data on morphology and variability of *Viviparus* shell are presented. A special attention is paid for details of embryonic shell for *V. viviparus* (Linnaeus, 1758). Using of statistical methods didn't show a hiatus between two conchological forms (species), which clearly reveals with comparatorial method.

Key words: morphology, tortoise, gastropodas mollusc (*Viviparus*), Ukraine

УДК (547.913+581.19):582.232

О.Й. САКЕВИЧ, О.М. УСЕНКО

Інститут гідробіології НАН України

пр-т Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210

ЕФІРНІ ОЛІЇ ПЛАНКТОННИХ СИНЬОЗЕЛЕНИХ ВОДОРОСТЕЙ

У складі летких гідрофобних метаболітів планктонних синьозелених водоростей містяться речовини, що відносяться до різних класів хімічних сполук: терпенових спиртів, ефірів, вуглеводнів, альдегідів і органічних кислот. Їх кількість в сухій масі водоростей становить 0,1–0,3%.

Ключові слова: синьозелені водорості, ефірні олії, терпенові сполуки

Групу метаболітів рослин, яку називають ефірними оліями, відносять до речовин вторинного походження. Деякі з них в рослинах накопичуються у великій кількості і обумовлюють специфіку їх обміну. До цієї групи речовин належать леткі сполуки, що, зазвичай, мають певні запахи. Вони малорозчинні у воді, але розчиняються в органічних розчинниках. В їх складі найчастіше

зустрічаються речовини терпенової природи, включно і їх киснево-окисні похідні. Крім того, серед них бувають низькомолекулярні вуглеводні, деякі феноли, хінони тощо.

Ефірні олії, більше ніж у водяних рослин, досліджені у наземних рослинах і застосовуються у парфюмерній, косметичній, фармакологічній і харчовій промисловості. Серед водоростей ефіроноси трапляються рідше, тому і вони вивчені менше. Разом з тим, до перспективних ефіроносних рослин віднесена зелена водорість *Scenedesmus acutus* [4]. Леткі гідрофобні речовини були виявлені також у синьозелених водоростей [5, 6–9].

У гідробіологічних дослідженнях ефірні олії водяних рослин заслуговують на увагу тому, що вони в певних концентраціях можуть змінювати функціональну активність супутніх гідробіонтів і впливати на формування запахів води. Це явище найчастіше трапляється на ділянках водойм, що “цвітуть” синьозеленими водоростями. У зв’язку з цим розроблялися шляхи практичного використання сестону в періоди масового розвитку планктонних синьозелених водоростей.

Саме тому, метою наших досліджень було вивчення кількісного і якісного складу ефірних олій синьозелених водоростей – збудників “цвітіння” води, а також накопичення летких гідрофобних речовин у середовищі росту цих гідробіонтів.

Матеріал і методи досліджень

Об’єктами досліджень слугували природні популяції синьозелених водоростей *Microcystis aeruginosa* Kütz. emend Elenk. і *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs., кількість колоній яких враховували за допомогою камери Богорова. Зразки води відбирались батометром Рутнера, або Молчанова.

Екстракцію ефірних олій з водного середовища і біомаси водоростей здійснювали диетиловим етером. У деяких випадках використовували також петролейний етер фракції 40–60°C.

Розділення летких метаболітів на складові компоненти здійснювали за допомогою паперової, тонкошарової і газової хроматографії [1, 3, 7]. Ефірні олії отримували методом відгонки їх з парами води [2].

Впродовж проведення аналітичних робіт використовували газові хроматографи Chrom-31 і Carlo Erba. Як мітки використовували хімічно- і хроматографічно чисті речовини. Частина робіт виконана в Казанликському Інституті лікарських і ефіроолійних рослин (Болгарія).

Результати досліджень та їх обговорення

Виділені нами ефірні олії з біомаси синьозеленої водорості *M. aeruginosa* на зовнішній вигляд мають світло-коричневий колір, а ця група речовин, виділених з природних популяцій *Aph. flos-aquae*, мала коричнево-розовий відтінок з меншою в’язкістю. Запахи ефірних олій, отриманих з водоростевих клітин різного фізіологічного стану, мають різні відтінки. Так, ефірні олії, отримані з свіжозібраних колоній *M. aeruginosa* характеризувалися менш різким запахом, ніж ті, що були виділені з водоростей, в яких клітини в колоніях знаходились в стані початку автолізу. Погіршення запахів посилювалось при бродінні і загнивання біомаси водоростей.

Загальна кількість олій, що містяться в клітинах синьозелених водоростей, невелика порівняно з їх кількістю, що наявна у вищих ефіроолійних рослинах. Наприклад, якщо деякі види наземних рослин можуть містити 1–2% і навіть 10% від сухої маси ефірних олій, то їх кількість у синьозелених водоростей здебільшого коливається в межах 0,1–0,3%. Повітряно-суха біомаса водоростей, як правило, містить значно менше ефірних олій, ніж свіжозібрана, а через 2 місяці леткі речовини були в ній повністю відсутні.

Хімічна природа ефірних олій з синьозелених водоростей вивчена мало. Газохроматографічний аналіз цього комплексу речовин показав, що до його складу входить принаймні 10 компонентів, зокрема: ундекан, цитронелаль, ліналоол, ізовалер’яновий альдегід, цитронелілформіат, геранілацетат, цитронелол і цитронелілацетат, нерол, гераніол, нонадекан (рис. 1).

Слід зазначити, що терпеновий спирт гераніол в ефірній олії *M. aeruginosa* був виявлений нами і раніше [6]. Присутність у цьому комплексі сполук ізовалеріанового альдегіду суттєво впливає на формування відтінку їх запаху, що може вплинути на перспективність їх застосування в парфюмерній промисловості.

Крім ідентифікованих за допомогою хроматографічного аналізу речовин у складі комплексу цієї групи метаболітів, що не показані на рис. 1, ідентифікований також β -фенілетиловий спирт [5] і циклоцитраль [8].

Кількісні співвідношення окремих терпенових спиртів і ефірів, що визначені нами у складі ефірних олій приведені в табл. 1.

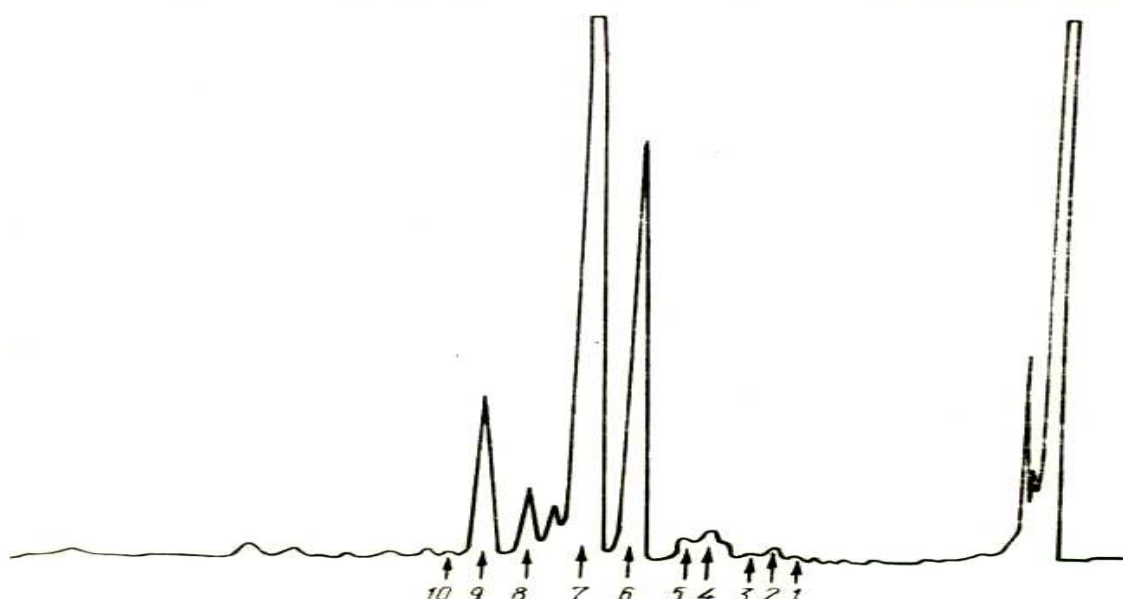


Рис. 1. Газова хроматограма ефірної олії природних популяцій *Microcystis aeruginosa* (з обезводненої маси): 1 – ундекан, 2 – цитронелаль, 3 – ліналоол, 4 – ізовалер'яновий альдегід, 5 – цитронелілформіат, 6 – геранілацетат, 7 – цитронелол і цитронелілацетат, 8 – нерол, 9 – гераніол, 10 – нонадекан

Таблиця 1

Вміст терпенових спиртів у ефірній олії *Microcystis aeruginosa* (за результатами газохроматографічного аналізу)

Спирти	% до загальної кількості розділених речовин
Лінолоол	0,8
Нерол	4,0
Гераніол	9,9
Цитронелол і цитронелілацетат	46,9

Відмінності процентного вмісту окремих груп речовин у складі ефірних олій (табл. 2) обумовлені тим, що вони були виділені з маси сестону різного фізіологічного стану.

Таблиця 2

Компонентний склад ефірних олій *Microcystis aeruginosa*

Клас хімічних сполук	Вміст в %
Складні ефіри	30–47
Терпенові спирти	20–35
Леткі органічні кислоти	7–14
Альдегіди	1–8

Як показали наші дослідження, гідрофобні леткі речовини, що знаходяться в біомасі синьозелених водоростей, можуть прижиттєво або посмертно виділяються у водне середовище. Зокрема, терпенові сполуки з'являються у воді в максимальній кількості там, де водорості знаходяться в стані інтенсивного функціонування. З збільшенням біомаси синьозелених водоростей в планктоні збільшується концентрація розчинених у воді терпенових спиртів (рис. 2).



Рис. 2. Вміст терпенових спиртів у воді на окремих ділянках Кременчуцького водосховища в період вегетації синьозелених водоростей: 1 – весна, літо; 2 – осінь.

Висновки

У біомасі природних популяцій синьозелених водоростей міститься 0,1–0,3% летких гідрофобних речовин (ефірних олій), в складі яких виявлені терпенові спирти, ефіри, а також вуглеводні, альдегіди і органічні кислоти. Компонентний склад ефірних олій синьозелених водоростей досить лабільний і змінюється під впливом багатьох чинників. Кількість гідрофобних речовин, що накопичуються у природних водоймах, корелює з кількісним і якісним складом фітопланктону.

1. Ахрем А.А. Тонкослойная хроматография / Ахрем А.А., Кузнецова А.П. – М.: Наука, 1965. – 175 с.
2. Горяев М. Методы исследования эфирных масел / Горяев М., Плива И. – Алма-Ата: Изд-во Казахской ССР, 1962. – 564 с.
3. Методы физиолого-биохимического исследования водорослей в гидробиологической практике / [Л.А. Сиренко, А.И. Сакевич, Л.Ф. Осипов и др.]. – К.: Наук. думка, 1975. – 247 с.
4. Паункова Т. Болгарская флора – источник оригинальных натуральных растительных продуктов для парфюмерии и косметики / Т. Паункова, И. Досева, Г. Гончев // Мед.-биол. информ. – 1979. – № 1. – С. 24–29.
5. Сакевич А.И. Экзометаболиты пресноводных водорослей / А.И. Сакевич. – К.: Наук. думка, 1985. – 200 с.
6. Сиренко Л.А. Образование терпенов у синезеленых водорослей / Сиренко Л.А., Сакевич И.А. // Докл. АН СССР. – 1967. – Т. 177, № 4. – С. 959–960.
7. Хайс И.М. Хроматография на бумаге / Хайс И.М., Мацек К. – М.: Изд-во ИЛ, 1962. – 851 с.
8. Jüttner F. Cyclocitral and Alkane in *Microcystis* (Cyanophyceae) / F. Jüttner // Z. Naturforsch. – 1976. – N 6. – P. 491–495.
9. Jüttner F. Biologically active compounds released during algal blooms / F. Jüttner // Verh. int. Ver. theor. und angew. Limnol. Congr., Kyoto, 25 Aug. 1980. – Kyoto, 1981. – Vol. 21. – S. 227–230.

А.И. Сакевич, О.М. Усенко

Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

ЭФИРНЫЕ МАСЛА ПЛАНКТОННЫХ СИНЕЗЕЛЕНИХ ВОДОРΟΣЛЕЙ

В составе летучих гидрофобных метаболитов планктонных синезеленых водорослей содержатся вещества, относящиеся к различным классам химических соединений: терпеновым спиртам, эфирам, углеводородам, альдегидам и органических кислот. Их количество в сухой массе водорослей составляет 0,1–0,3%.

Ключевые слова: синезеленые водоросли, эфирные масла, терпеновые соединения

O.I. Sakevich, O.M. Usenko

Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

ESSENTIAL OILS OF BLUE-GREEN ALGAE

Chemical substances of various classes, including terpenes alcohol, ether, hydrocarbons, aldehydes, organic acids, were found in the composition of volatile hydrophobic metabolites of plankton blue-green algae. Their amounts in terms of algae dry mass accounted for 0,1–0,3%.

Key words: blue-green algae, essential oils, terpenes connections

УДК 628.394.6:597

Н.В. СВЕЧКОВА

Інститут рибного господарства НААН України
вул. Обухівська, 135, Київ 03165

ВАЖКІ МЕТАЛИ В ОРГАНІЗМІ РИБИ ТЕПЛОВОДНОГО РИБНОГО ГОСПОДАРСТВА ПРИДНІПРОВСЬКОЇ ДРЕС (М. ДНІПРОПЕТРОВСЬК). ОГЛЯД

Представлено огляд з досліджень вмісту важких металів в органах і тканинах канального сому та коропа, яких вирощували в басейних тепловодного рибного господарства Придніпровської ДРЕС (м. Дніпропетровськ).

Ключові слова: важкі метали, канальний сом, короп, тепловодне вирощування

Останнім часом до найбільш небезпечних забруднювачів довкілля належать важкі метали [3, 4]. Проникаючи у природне середовище, вони мігрують і включаються у біологічний колообіг, а за певних умов та концентрацій токсично впливають на організми [2]. Потрапляють важкі метали до організмів риби з води та по харчових ланцюгах, включно з комбікормами [3].

Відомо, що важкі метали здатні накопичуватись і спричиняти загибель гідробіонтів [2, 7]. Їх розподіл в гідробіонтах залежить від геохімії довкілля, функціонального стану організму та характеру харчових ланцюгів водойм [1, 6, 7].

В екосистемі тепловодного рибного господарства Придніпровської ДРЕС (м. Дніпропетровськ) важкі метали надходять в організм вирощуваних у садках і басейнах риб двома шляхами: з води та з комбікормами [5]. Хімічний склад теплої скидної води Придніпровської ДРЕС значно відрізняється від природного джерела водопостачання (р. Дніпро). Це пов'язано з системою водопідготовки енергетичних об'єктів, вищою температурою води та відсутністю донних відкладів, які є основою буферності природних вод, у басейнах [5]. Концентрація у воді басейнів заліза, нікелю, свинцю та кадмію не перевищує ГДК_{рибогосп.}, а цинку, марганцю та міді перевищує у 5, 3, 4, 3, 4 рази відповідно. Надходження у воду басейнів сполук важких металів влітку нижче, ніж взимку на 18,0–33,3% [5].

Метою дослідження був аналіз даних щодо накопичення важких металів в організмі риб за тепловодного вирощування.

Результати досліджень та їх обговорення

В доступній науковій літературі вдалося знайти посилання на повідомлень щодо вмісту важких металів в органах та тканинах риб (канального сомика та коропа), що вирощували в басейнах тепловодного рибного господарства Придніпровської ДРЕС [1, 6, 7]. Ці роботи були виконані протягом 1992–1993 рр. та в 2000 р. В 1992–1993 рр. досліджували сезонну та вікову динаміку накопичення нікелю, свинцю та хрому в м'язах, печінці, зябрах та шкірі канального сомика різного віку Придніпровського тепловодного рибного господарства (0^+ – 2^+). Вміст нікелю в м'язах канального сомика зростав від зими до літа. Практично не простежувалася вікова різниця в накопиченні цього металу. Вміст хрому в м'язах канального сомика зростав від осені до літа. При цьому літні максимуми вмісту хрому у трьохліток зафіксовані на 0,57 мг/кг сирової маси вище, ніж у двохліток. Вміст свинцю у м'язах канального сомика зафіксований на приблизно на однаковому рівні: 0,57–0,59 мг/кг сирової маси у особин віком 0^+ та 0,69–0,71 мг/кг сирової маси (2^+). В обох

випадках зафіксовані літні перевищення досліджуваного металу. Максимальні рівні вмісту досліджуваних металів в м'язах становили: свинцю – 1,09 мг/кг сирі маси (2⁺, влітку); нікелю – 2,92 мг/кг сирі маси (1⁺, взимку), хрому – 4,71 мг/кг сирі маси (2⁺, влітку). В печінці вміст хрому фіксувався приблизно на однаковому рівні у одноліток від весни до осені та становив 4,86–5,04 мг/кг сирі маси. Від осені до зими спостерігалось зниження рівня металу на 0,89 мг/кг сирі маси, після чого його накопичення зростало. Для нікелю аналогічна динаміка від осені до зими, а від зими до осені накопичення цього металу відбувається у чотири рази інтенсивніше у дворічок порівняно з одnorічками. Свинець має зворотні до вищезазначених тенденції зміни вмісту у печінці: від осені до зими його вміст збільшується у 8 разів. Максимально зафіксовані рівні вмісту важких металів у печінці становили: свинцю – 2,34 мг/кг сирі маси (1⁺, взимку), нікелю – 3,64 мг/кг сирі маси (2⁺, влітку), хрому – 5,04 мг/кг сирі маси (1⁺, восени).

В динаміці накопичення свинцю в зябрах зафіксована чітка періодичність з максимумами навесні та восени і мінімумами влітку та взимку. Зафіксовано також, що з віком риб збільшуються осінні та весняні показники вмісту металів і зменшуються зимові та літні. Встановлено зростання вмісту нікелю в зябрах від зими до осені. У одnorічок зафіксовано більше накопичення високому, ніж у дворічок. При цьому різниця вмісту в аналогічні сезони становила в середньому 0,57 мг/кг сирі маси. Вміст хрому в зябрах досягав максимальних значень також восени. Аналогічно до нікелю відбувається накопичення хрому у вікових групах 1⁺ та 2⁺. Збільшення вмісту хрому в зябрах спостерігалось від весни до осені. Максимально зафіксовані рівні вмісту досліджуваних металів в зябрах протягом дослідження становили: свинцю – 0,84 мг/кг сирі маси (2⁺, весною), нікелю – 3,26 мг/кг сирі маси (2⁺, восени), хрому – 9,72 мг/кг сирі маси (2⁺, восени).

Вміст свинцю в шкірі протягом року фіксувався на рівні 0,65 – 0,91 мг/кг сирі маси і лише навесні він зростав до 3,18 мг/кг сирі маси у цьоголіток та до 4,76 мг/кг сирі маси у дворічок. Динаміка накопичення нікелю та хрому у шкірі досить схожа. Мінімальні рівні нікелю у цьоголіток приходяться на весну, а хрому – на літо: 1,95 мг/кг сирі маси та 4,71 мг/кг сирі маси відповідно. Надалі вміст зростав взимку, після чого до весни відбувалося його зниження – 1,55 мг/кг сирі маси хрому та 1,44 мг/кг сирі маси нікелю.

Автор [7] підкреслює, що з віком в накопиченні нікелю зростає значення печінки та зменшується шкіри і зябер. У накопиченні хрому зростає роль шкіри та зменшується печінки. В накопиченні свинцю вікових змін не зафіксовано. В цілому, органи та тканини каналного сома за вмістом досліджуваних важких металів можна розташувати так:

цьогорічки: нікель: шкіра > зябра > печінка > м'язи;
свинець: шкіра > печінка > м'язи > зябра;
хром: зябра > печінка > шкіра > м'язи;
дворічки: нікель: печінка > шкіра > м'язи > зябра.

В роботі [6] описані дослідження влітку 1992 р. з вивчення вмісту важких металів (Cr, Ni, Pb) в органах і тканинах (м'язи, печінка, зябра, шкіра і кістки) дволіток та триліток каналного сомика, якого вирощували в басейнах Придніпровського тепловодного рибного господарства. В м'язах та шкірі дворічок були зафіксовані перевищення ГДК хрому, нікелю та свинцю, перших двох елементів. Максимальні концентрації вищевказаних металів були зафіксовані в кістковій тканині. Автори цієї роботи підкреслюють, що джерелами забруднення важкими металами водойм-охолоджувачів є скидні води енергетичних об'єктів.

Співробітниками Дніпропетровського національного університету в квітні–жовтні 2000 р. було проведено дослідження вмісту важких металів (саме кадмію, міді, цинку, заліза, свинцю та нікелю) в м'язовій тканині каналного сомика, що вирощувався в Придніпровському тепловодному рибному господарстві [1]. Автори стверджують, що вода в Дніпровському (Запорізькому) водосховищі в районі водозабору Придніпровської ДРЕС протягом всього періоду досліджень була забруднена міддю та цинком. Рівень інших металів був межах норми, а заліза навіть значно нижчим нормативних величин. Після проходження через агрегати Придніпровської ДРЕС було зафіксовано збільшення концентрацій міді, цинку та заліза. Вміст інших металів практично не змінювався.

Вміст важких металів (Cu, Zn, Pb, Fe, Ni, Cd) в м'язовій тканині одnorічок каналного сомика та коропа знаходився в межах ГДК для риби як харчового продукту на початку вирощування в квітні. З збільшенням маси риб в процесі вирощування (коропа – до 220 г, каналного сомика – до 250 г) фіксували накопичення всіх досліджуваних металів в м'язах риб. Найбільше накопичувався цинк, а найменше – кадмій та мідь. При цьому рівні накопичення не виходили за межі діючих ГДК

для риби як харчового продукту. Автори [1] підкреслюють, що в м'язах як каналного сомика, так і коропа, найінтенсивніше накопичується цинк, а найменше – мідь та свинець.

У 2007 р. дослідження були поглиблені [5]. Вміст важких металів у зябрах, печінці, кістках та шкірі був набагато вищим, ніж у м'язах. Найбільше накопичення спостерігається у кістках. Там відмічена значна кількість марганцю, нікелю, свинцю та кадмію.

Необхідно відмітити, що в доступних нам наукових джерелах широко приведена інформація щодо вирощування каналного сомика [1, 5–7] і лише в одній роботі [5] – коропа.

Висновки

З віком риб у м'язах каналного сома з тепловодного рибного господарства Придніпровської ДРЕС накопичуються залізо, мідь, кобальт та свинець, у зябрах – залізо, цинк, марганець, мідь, нікель, кобальт та свинець, у печінці – залізо, та свинець, кістках – залізо, цинк, марганець, мідь, нікель, свинець, у шкірі – мідь, нікель та кобальт. Вміст цинку, марганцю, нікелю та кадмію у м'язах знаходиться майже на одному рівні. Змін концентрації з віком кадмію в досліджених органах та тканинах каналного сома не встановлено. Дослідження накопичення металів коропом потребує детальнішого вивчення.

1. Бескровная Н.И. Содержание тяжелых металлов в мышцах рыб при тепловодном выращивании / Н.И. Бескровная, А.И. Дворецкий, Н.Б.Есипова, Д.В. Ясюкевич // Проблемы ихтиопатологии. Мат. I Всеукр. конф., 23–27 жовтня 2001, Київ. – К., 2001. – С. 21–23.
2. Комаровский Ф.Я. Ртуть и другие тяжелые металлы в водной среде: миграция, накопление, токсичность для гидробионтов / Комаровский Ф.Я., Полищук Л.Р. // Гидробиол. журн. – 1981. – Т. 17, № 5. – С. 123–135.
3. Мур Дж. Тяжелые металлы в природных водах. Контроль и оценка влияния / Мур Дж., Рамамурти С. – М.: Мир, 1987. – 312 с.
4. Ноздрюхина Л.Р. Биологическая роль микроэлементов в организме животных и человека / Л.Р. Ноздрюхина. – М.: Наука, 1977. – 184 с.
5. Олексієнко Н.В. Вміст важких металів у тканинах та органах каналного сома / Н.В.Олексієнко, А.П. Мельник, М.А.Сидоров // Рибогосподарська наука України. – 2008. – Т. 3, № 3. – С.15–18.
6. Семенченко П.С. Накопление некоторых тяжёлых металлов в теле кагалного сома при тепловодном выращивании / Семенченко П.С., Сидоров Н.А. // I з'їзд Гідроекол. тов.-ва України. Київ, 16–9 листопада 1993. Тез. доп. – К., 1994. – С. 194.
7. Семенченко П.С. Сезонновозрастная динамика накопления некоторых тяжелых металлов в органах и тканях каналного сома при его тепловодном выращивании / П.С. Семенченко / Пресноводная аквакультура в условиях антропогенного пресса. Тезисы докладов международной научной конференции. 23–25 ноября, Киев. – К., 1994. – Ч. I. – С. 47–48.

Н.В. Свечкова

Институт рыбного хозяйства НААН Украины, Киев

ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ В ОРГАНИЗМЕ РЫБ ТЕПЛОВОДНОГО РЫБНОГО ХОЗЯЙСТВА ПРИДНЕПРОВСКОЙ ГРЭС (Г. ДНЕПРОПЕТРОВСК). ОБЗОР

Представлен обзор об исследовании содержания тяжелых металлов в органах и тканях каналного сомика и карпа, выращиваемых в бассейнах тепловодного рыбного хозяйства Приднепровской ГРЭС (г. Днепропетровск).

Ключевые слова: тяжелые металлы, каналный сомик, карп, тепловодное рыбное хозяйство

N.V. Svehkova

Institute Fish Industry of NAAS of Ukraine, Kyiv

HEAVY METALS IN ORGANISM OF FISH OF A WARM-WATER FISH FARM "PRIDNEPROVSKOE"(DNIPROPETROVSK). REVIEW

The contents of heavy metals in bodies and fabrics of a channel catfish and carp, formed in tanks Pridneprovskogo of a warm-water fish farm is researched.

Key words: warm-water fish farm "Pridneprovskoe", heavy metals, channel catfish, carp

УДК 563:577.112.82

Ю.В. СИНЮК, Ф.А. ПРИБІЧ

Тернопільський національний педагогічний університет ім. Володимира Гнатюка
вул. Кривоноса, 2, Тернопіль 46027, Україна

ФРАКЦІЙНИЙ СКЛАД БІЛКІВ *DAPHNIA MAGNA* STRAUS ЯК БІОМАРКЕР ІНТОКСИКАЦІЇ ВАЖКИМИ МЕТАЛАМИ

Ключові слова: *Daphnia magna*, біоіндикація, важкі метали, білки, альбумін, глобуліни

Відомо, що між хімічним складом води білковим складом крові риб є взаємозалежність [3, 6]. Встановлено кількісні і якісні зміни білків крові риб за дії іонів важких металів та ряду органічних токсикантів [7, 8]. У відповідь на дію токсикантів насамперед відбуваються зміни фракційного складу білків гідробіонтів. Їх визначення може бути зручним та інформативним методом встановлення якості водного середовища та успішності перебування у ньому організмів. Показано, що перспективними є дослідження щодого та абсолютного вмісту фракцій водорозчинних білків [2]. Досліджуючи динаміку змін преальбуміну, альбуміну, α , β , і γ -глобулінів, можна визначити внесок окремих гілок метаболізму у адаптивні реакції, а також визначити тип токсиканту, його концентрацію та тривалість дії [7].

Метою нашого дослідження був порівняльний аналіз фракційного розподілу білків у організмі *Daphnia magna* за дії підвищених концентрацій іонів важких металів.

Матеріал і методи досліджень

Як об'єкт досліджень використано дорослих особин *Daphnia magna* Straus однакового розміру, каліброваних за допомогою металевих сит. Інтоксикацію моделювали внесенням у воду акваріумів, де знаходились дослідні групи дафній, розчинених солей $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, $\text{MnCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ та $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ до досягнення концентрацій іонів досліджуваних металів, що відповідали 2 і 5 санітарно-гігієнічним ГДК.

Вміст кисню у воді акваріумів підтримували на рівні 7,0-8,0 мг/дм³, диоксиду вуглецю – 2,2–2,8 мг/дм³. Величина рН коливалась в межах 7,7–7,9. Температура води становила 12±2°C. Контрольні групи дафній витримували в аналогічних умовах, однак без присутності вищевказаних металів. Під час досліду дафній не годували.

Дафній підсушували на фільтрувальному папері та гомогенізували у скляному гомогенізаторі, після чого центрифугували 15 хв при 3000 об/хв і відбирали супернатант.

Для досліджень білкових фракцій водорозчинних білків дафній використовували “Діагностичний набір для електрофоретичного розділення білків сироватки крові на агарозі Cormey gel protein 100” виробництва фірми Cormay (Австрія).

Гомогенат дафній без розведення у кількості 5 мкл наносили на фірмову пластинку, покриту агарозою, за допомогою спеціального трафарету. Електрофорез здійснювали у камері для електрофорезу виробництва фірми Cormay протягом 20 хв. при напрузі 100В. Розшифровку фореграм здійснювали на денситометрі цієї ж фірми. Результати обробляли статистично з використанням комп'ютерної програми Excel на основі методів варіаційної статистики [4].

Результати досліджень та їх обговорення

За незначного терміну експозиції переважно відбуваються зміни кількості білків гострої фази. Їх можна виявити досить швидко після внесення у середовище токсикатів. Їх роль полягає в основному в участі у неспецифічних реакціях, спрямованих на виведення пошкоджуючого чинника, локалізацію пошкодження, відновлення порушених структур і функцій [10, 12]. Тому ми досліджували відносний вміст преальбумінів, альбумінів, α , β , γ -глобулінів, що дає змогу визначити, які конкретно білки гострої фази беруть участь у адаптивних реакціях відповіді організму на дію важких металів.

Преальбумін – один з найбільш лабільних білків. Він належить до негативних білків гострої фази, а у відповідь на дію стрес-факторів його рівень знижується [10]. Завдяки тому, що співвідношення у ньому незамінних амінокислот до замінних – одне з найвищих серед усіх білків організму, його можна використовувати як маркер синтезу білків [10]. Зниження його вмісту свідчить про білкову недостатність організму. У наших дослідженнях зниження вмісту

преальбумінів спостерігалось у всіх випадках (рис.). Чим довше дафнії перебували у токсичному середовищі, тим сильніше відбувалось зниження вмісту преальбумінів.

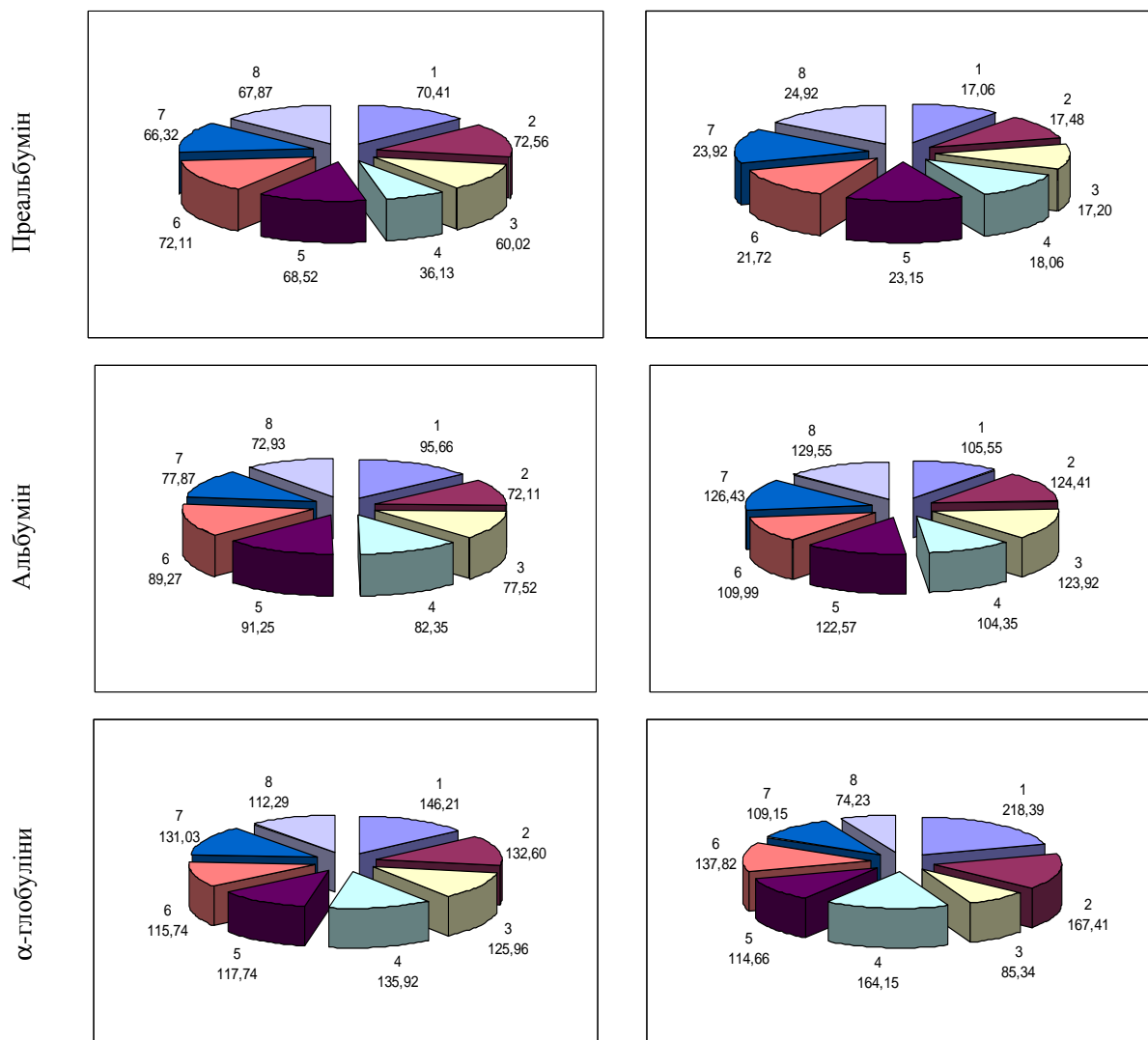
Альбуміни беруть участь в підтриманні онкотичного тиску і об'єму крові, а також відповідають за транспорт і депонування ряду речовин, з якими утворюють розчинні комплекси [9]. Альбумін є значним резервом амінокислот. Кількість альбумінів знижується при інтенсифікації обміну речовин [1, 5]. У наших дослідженнях зниження вмісту альбуміну спостерігалось лише за дії металів протягом 24 год. У дослідях з більшим терміном експозиції у дафній кількість альбуміну зростала. Відомо, що за умов інтоксикації гідробіонтів важкими металами відбувається інтенсифікація використання вільних амінокислот, що може бути причиною зростання кількості альбуміну [6]. Крім того, зростання вмісту альбуміну свідчить про дегідратацію організму на фоні збільшення у них концентрації іонів металів [9].

Вміст α -глобулінів у дафній зростав за дії всіх досліджуваних металів протягом 24 год, а знижувався лише за 2 ГДК марганцю та 5 ГДК свинцю протягом 72 год.. Найбільше зростання спостерігали за дії солі міді.

Частка β -глобулінів за дії на *Daphnia magna* всіх металів у досліджуваних концентраціях протягом 24 год зростала у 12-18 разів проти контрольних значень. Очевидно, це є неспецифічною реакцією організму на токсичний стрес. Відомо, що до складу цієї фракції входить С-реактивний білок, вміст якого може збільшуватись від кількох до тисячі разів [11].

Експозиція 24 год.

Експозиція 72 год.



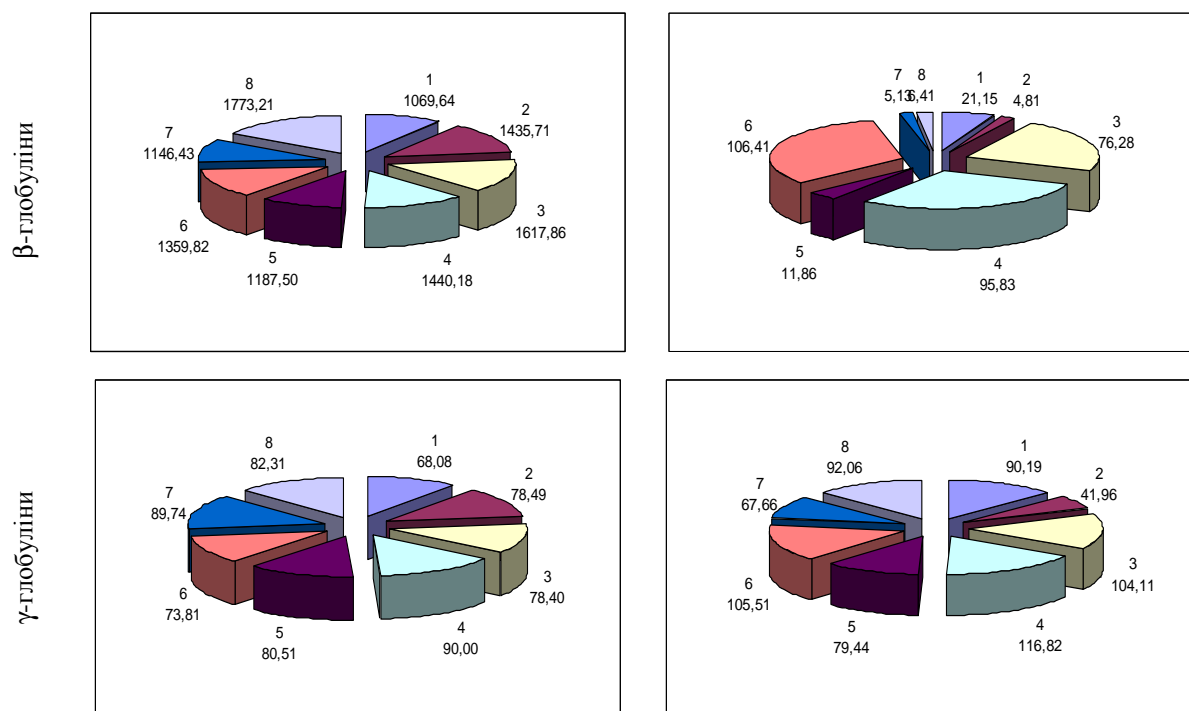


Рис. Вплив іонів важких металів на фракційний розподіл білків *Daphnia magna* (% від контролю)

Примітки: 1 – мідь 2 ГДК, 2 – мідь, 5 ГДК; 3 – марганець, 2 ГДК; 4 – марганець, 5 ГДК; 5 – цинк, 2 ГДК; 6 – цинк, 5 ГДК; 7 – свинець, 2 ГДК; 8 – свинець 5 ГДК.

Тому, очевидно, значне зростання частки β -глобулінів зумовлено його синтезом. Оскільки термін напіввиведення цього білка є досить малим, при переході до наступних фаз адаптації його рівень різко зменшується аж до повного зникнення. Значне зниження частки білків цієї фракції проти контролю при експозиції 72 год. за дії міді та свинцю у обох концентраціях та цинку за дії 2 ГДК може бути пов'язано з трансферином, що є негативним білком гострої фази [10, 12].

Фракція γ -глобулінів складається з імуноглобулінів, що забезпечують гуморальний імунітет [10]. Зниження їх вмісту, що переважно спостерігається за дії важких металів, свідчить про зниження опірності організму. Зростання відмічено лише за дії свинцю при експозиції 72 год, що може бути результатом зменшення продукції білків інших фракцій з меншою молекулярною масою.

Висновки

Отже, зміни, що виникають за дії іонів важких металів, залежать від терміну експозиції, концентрації токсиканту та його біологічної агресивності. Добрим біомаркером можна вважати зміни щодого вмісту фракцій преальбумінів та β -глобулінів. Використані для моделювання інтоксикації метали показали однакову токсичність: найбільше досліджувані показники змінювались за дії міді та свинцю, менше – за дії цинку та марганцю. Вищі концентрації токсикантів викликали більші зміни показників білкового обміну.

1. Кузьмина В.В. Электрофоретическое изучение белков сыворотки крови рыб при длительном голодании / В.В. Кузьмина // Гидробиол. журн. – 1966. – Т. 2, № 4. – С. 74–77.
2. Курант В.З. Роль білкового обміну в адаптації риб до дії іонів важких металів : автореф. дис. ... докт. біол. наук : 03.00.10 "Іхтіологія" / В.З. Курант. – Київ, 2003. – 43 с.
3. Лукьяненко В.И. Альбуминовая система сыворотки крови разных по экологии видов осетровых рыб / Лукьяненко В.И., Хабаров М.В. – Ярославль: ВВО РЭА, 2005. – 232 с.
4. Метелев В.В. Водная токсикология / В.В. Метелев, А.И. Канаев, Н.Г. Дзасохова. – М.: Колос, 1971. – 247 с.
5. Остроумова И.Н. Белковый состав сыворотки крови лососевых рыб / И.Н. Остроумова // Обмен веществ и биохимия рыб. – М.: Наука, 1967. – С. 283–290.
6. Синюк Ю.В. Обмін амінокислот і фракційний склад білків у організмі коропа за дії іонів марганцю, цинку, міді та свинцю : автореф. дис. ... канд. біол. наук : 03.00.04 "Біохімія" / Ю.В. Синюк. – Львів, 2004. – 19 с.

7. Синюк Ю.В. Фракционный состав белков *Daphnia Magna* под влиянием органических токсикантов / Ю.В. Синюк // Сов. рем. пробл. физиол. и биохим. водных организмов : Мат. 2-й научн. междунар. конф., 11-14 сентября 2007. – Петрозаводск, 2007. – С. 141–142.
8. Фракційний склад білків *Daphnia magna* Straus за дії іонів важких металів / Ю.В. Синюк, О.В. Синюк, І.М. Коновець, В.В. Грубінко // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Сер. Біологія. Спец. випуск „Гідроекологія”. – 2005. – № 3(26). – С. 395–397.
9. Чеггер С.И. Транспортная функция сывороточного альбумина / С.И. Мегер. – Бухарест.: Узд-во Академии Соц. респ. Румынии, 1975. – 183 с.
10. Шевченко О.П. Характеристика и клиническое значение белков острой фазы воспаления // Лаборант. диагностика / О.П. Шевченко. – М.: Реафарм, 2005. – 137–143.
11. Baumann H. The acute phase response / H. Baumann, J. Gauldie // Immunologie Today. – 1994. – N 2. – P.74–80.
12. Koj A. Metabolic studies of acute-phase proteins / A. Koj / Pathophysiology of plasma protein metabolism. –1984. – P. 221–248.

Ю.В. Синюк, Ф.А. Прибич

Тернопольский национальный педагогический университет им. Владимира Гнатюка, Украина

ФРАКЦИОННЫЙ СОСТАВ БЕЛКОВ *DAPHNIA MAGNA* STRAUS КАК БИОМАРКЕР ИНТОКСИКАЦИИ ТЯЖЕЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ

Электрофоретически исследовали распределения белков у *Daphnia magna* как метода биоиндикации. Изменения содержания β -глобулинов и преальбумина могут быть использованы для экспресс-оценки загрязнения водной среды ионами тяжелых металлов.

Ключевые слова: *Daphnia magna*, биоиндикация, тяжелые металлы, белки, альбумины, глобулины

Y.V. Synyuk, F.A. Pribich

Ternopil National Volodymyr Hnatiuk Pedagogical University, Ukraine

COMPOSITION OF *DAPHNIA MAGNA* STRAUS PROTEIN FRACTIONS AS BIOMARKER OF HEAVY METALS INTOXICATION

Daphnia magna proteins electroforetic distributing bioindication method efficiency is analized and recommended for application to estimating toxicity of heavy metals ions in water. The high level changes of β -globulins and prealbumin can be used for diagnostic purposes in express-estimating of water quality.

Key words: *Daphnia magna*, bioindication, heavy metals, proteins, albumin, globulins

УДК [574. 64: 597] (282. 247. 324)

Ю.М. СИТНИК

Інститут гідробіології НАН України

пр-т Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210

ВАЖКІ МЕТАЛИ В ОРГАНІЗМІ ДЕЯКИХ ВИДІВ РИБ ГИРЛОВОЇ ДІЛЯНКИ РІЧКИ ДЕСНА

Представлено результати досліджень вмісту важких металів в органах і тканинах риби гирлової ділянки річки Десна.

Ключові слова: важкі метали, риба, органи та тканини, гирлова ділянка, р. Десна

Одним з актуальних завдань сучасної екологічної токсикології є вивчення особливостей екології риби та закономірностей формування її екологічної стійкості при дії токсичних речовин різної хімічної природи. Для вирішення цих завдань потрібно виявити динаміку еколого-токсикологічних та біохімічних параметрів досліджуваних популяцій риб [1–3]. Риби є важливою ланкою в неперервному кругообігу мікро- та макроелементів – металів водойми, що належать до групи незамінних для нормальної життєдіяльності організмів. Ці елементи (мідь, цинк, залізо, магній, марганець, кобальт, хром та ін.) відіграють важливу роль у протіканні низки фізіологічних та біохімічних процесів [1–9]. Важкі метали – хімічні елементи з властивостями металів, що мають атомні номери з 22 до 92 в Періодичній таблиці хімічних елементів [5].

З матеріалів попередніх досліджень відомо [10], що до складу рибного населення нижньої течії Десни та її заплавлених водойм входять до 27 видів. У 1936 р. на гирловій ділянці Десни відмічено 22 види риби. Серед них – щука, плітка, головень, в'язь, ялець, білізна (жерех), лящ, вівсянка, голянь, пічкур, лин, судак, окунь, йорж. Найчисельнішим з них був підуст, на якого припадало близько 50% всіх виловів [10].

На початку ХХІ ст. у річці Десна та її притоках і заплавлених водоймах траплялися риби таких видів: стерлядь, тюлька, щука, плітка, ялець, головень, в'язь, голянь, краснопірка, білізна, вівсянка, лин, підуст, верховодка, плоскирка, лящ, окунь, клепець, синець, чехоня, гірчак, карась золотий, карась сріблястий, сазан, голец, в'юн, сом, вугор, минь, судак, окунь, йорж, носар, бичок-пісочник, бичок-цуцик, колючка триголкова [11].

Результати наших досліджень сучасного складу іхтіофауни нижньої Десни як частини комплексного гідроекологічного обстеження цієї ділянки річки викладені в роботах [13–15]. Було виявлено 39 видів риб, а саме: азово-чорноморська тюлька, щука, плітка, ялець, головень, в'язь, голянь, краснопірка, білізна, вівсянка, лин, пічкур, верховодка, плоскирка або густера, лящ, клепець, синець, чехоня, гірчак, карась сріблястий, сазан, щипавка, в'юн, минь, колючка звичайна трьохголкова, мала південна колючка дев'ятиголкова, чорноморська пухло щока іглиця, судак, окунь, йорж, носар, бичок-пісочник, бичок-цуцик, бичок-кругляк, бичок-головач, бичок-гоніць, чебачок амурський та ротан-головешка.

Короткі відомості щодо вмісту важких металів в рибі деяких ділянок р.Десни в межах України за результатами дослідження трансграницьного переносу токсичних речовин приведені в колективній монографії [12].

Результатів дослідження вмісту важких металів в рибах нижньої Десни до осені 2000 р. в доступній нам науковій літературі виявити не вдалося [12].

Матеріал і методи досліджень

Іхтіологічні дослідження здійснювали влітку 2005 р. в пригирловій ділянці р.Десни (4 станції – с.Пухівка (руслова частина та 3 затоки на лівому березі річки), до Деснянського водозабору, Деснянського водозабору, гирлова ділянка при впадінні в Канівське водосховище).

Рибу для дослідження відбирали з науково-дослідних виловів – лящ (*Abramis brama* L.), краснопірка (*Scardinius erythrophthalmus* L.), плітка (*Rutilus rutilus* L.), карась сріблястий (*Carassius auratus gibelio* Bloch) та окунь (*Perca fluviatilis* L.). Рибу розділяли на органи та тканини (луска, шкіра, м'язи, печінка, кишковик, зябра, зяброві покривки, плавці, нирки) і спалювали за відповідними методиками [7, 8]. Визначення вмісту металів (Cd, Pb, Cu, Zn, Fe, Mn, Ni) здійснювали на приладах ААС – 3 та ААС – 3N в Інституті гідробіології НАН України (м. Київ).

Результати досліджень та їх обговорення

Частина отриманих результатів викладена в табл.

Таблиця

Вміст важких металів в органах та тканинах риби гирлової ділянки Десни, липень 2005 р.,

$M \pm m, n = 3-6$

Важкі метали								
Органи та тканини	Cd	Pb	Cu	Zn	Fe	Mn	Co	Ni
<i>Abramis brama</i> L.								
Луска	0,05 ± 0,03	0,62 ± 0,09	0,04 ± 0,01	10,04 ± 0,62	0,28 ± 0,04	6,90 ± 0,50	0,44 ± 0,07	0,60 ± 0,08
Шкіра	0,03 ± 0,01	0,29 ± 0,05	0,12 ± 0,03	4,49 ± 0,63	0,64 ± 0,15	3,06 ± 0,29	0,62 ± 0,07	0,53 ± 0,04
М'язи	0,03 ± 0,01	0,30 ± 0,08	0,40 ± 0,09	30,70 ± 1,25	0,38 ± 0,11	15,11 ± 1,25	0,32 ± 0,06	0,25 ± 0,05
Печінка	0,09 ± 0,03	0,41 ± 0,06	6,20 ± 0,92	16,19 ± 1,70	0,11 ± 0,02	43,72 ± 3,04	0,41 ± 0,07	0,85 ± 0,18
Кишковик	0,07 ± 0,03	0,52 ± 0,14	0,45 ± 0,09	19,90 ± 0,74	1,61 ± 0,11	5,04 ± 0,62	0,51 ± 0,16	1,19 ± 0,09
Зябра	0,08 ± 0,03	2,50 ± 0,60	0,95 ± 0,17	64,75 ± 2,30	0,45 ± 0,10	89,81 ± 2,80	4,18 ± 0,23	1,82 ± 0,30
Зяброві покривки	0,22 ± 0,04	0,85 ± 0,15	0,12 ± 0,03	12,27 ± 1,25	0,94 ± 0,19	2,18 ± 0,22	0,68 ± 0,16	1,67 ± 0,21
Плавці	0,25 ± 0,06	0,90 ± 0,15	0,17 ± 0,04	11,12 ± 2,07	1,31 ± 0,69	6,81 ± 1,73	0,70 ± 0,17	1,90 ± 0,27

ПРІСНОВОДНА ГІДРОБІОЛОГІЯ

Продовження таблиці								
Нирки	0,33 ± 0,05	0,50 ± 0,08	1,95 ± 0,22	79,11 ± 3,71	0,15 ± 0,03	54,17 ± 0,95	0,30 ± 0,08	0,70 ± 0,09
<i>Scardinius erythrophthalmus</i> L.								
Луска	0,07 ± 0,03	0,74 ± 0,12	0,05 ± 0,02	19,34 ± 3,75	0,52 ± 0,10	7,29 ± 0,69	0,34 ± 0,13	0,77 ± 0,25
Шкіра	0,05 ± 0,02	0,24 ± 0,06	0,22 ± 0,04	3,97 ± 0,51	0,94 ± 0,24	5,61 ± 0,56	0,74 ± 0,17	0,65 ± 0,15
М'язи	0,05 ± 0,02	0,37 ± 0,09	0,29 ± 0,07	41,17 ± 0,17	0,12 ± 0,04	19,40 ± 2,55	0,29 ± 0,11	0,15 ± 0,05
Печінка	0,10 ± 0,03	0,32 ± 0,06	5,49 ± 0,28	20,11 ± 1,62	0,20 ± 0,04	35,90 ± 0,95	0,60 ± 0,17	0,71 ± 0,21
Кишковик	0,17 ± 0,04	0,65 ± 0,11	0,74 ± 0,23	27,92 ± 0,95	2,19 ± 0,16	5,00 ± 0,73	0,47 ± 0,18	1,35 ± 0,61
Зябра	0,16 ± 0,05	1,11 ± 0,22	1,07 ± 0,11	53,12 ± 5,60	0,60 ± 0,07	63,11 ± 0,98	3,17 ± 0,26	0,62 ± 0,12
Зяброві покришки	0,28 ± 0,11	0,78 ± 0,15	0,19 ± 0,07	16,74 ± 1,95	1,14 ± 0,07	12,85 ± 0,62	0,87 ± 0,25	1,79 ± 1,18
Плавці	0,32 ± 0,07	0,98 ± 0,15	0,27 ± 0,08	14,25 ± 2,29	1,88 ± 0,60	17,81 ± 1,15	0,87 ± 0,25	2,69 ± 0,39
Нирки	0,29 ± 0,06	0,61 ± 0,12	1,30 ± 0,25	62,11 ± 4,82	0,20 ± 0,05	61,17 ± 0,94	0,46 ± 0,11	0,59 ± 0,17
<i>Rutilus rutilus</i> L.								
Луска	0,08 ± 0,03	0,85 ± 0,25	0,08 ± 0,02	23,40 ± 2,10	0,82 ± 0,19	11,93 ± 2,15	0,64 ± 0,17	0,85 ± 0,19
Шкіра	0,07 ± 0,03	0,42 ± 0,20	0,29 ± 0,09	4,75 ± 0,70	1,14 ± 0,27	6,26 ± 1,97	0,79 ± 0,28	0,85 ± 0,19
М'язи	0,14 ± 0,05	0,19 ± 0,04	0,49 ± 0,10	29,12 ± 3,07	0,09 ± 0,02	24,21 ± 2,61	0,62 ± 0,16	0,20 ± 0,04
Печінка	0,06 ± 0,02	0,50 ± 0,16	13,20 ± 3,05	60,12 ± 2,59	0,11 ± 0,03	50,17 ± 1,90	0,50 ± 0,20	0,25 ± 0,14
Кишковик	0,15 ± 0,03	0,69 ± 0,11	1,49 ± 0,12	32,97 ± 0,77	1,99 ± 0,39	15,65 ± 3,18	0,77 ± 0,23	0,95 ± 0,15
Зябра	0,08 ± 0,03	1,70 ± 0,72	0,73 ± 0,14	80,05 ± 4,19	0,53 ± 0,20	62,86 ± 0,98	2,17 ± 0,42	0,53 ± 0,15
Зяброві покришки	0,41 ± 0,10	0,75 ± 0,15	0,21 ± 0,05	19,87 ± 1,79	3,01 ± 0,60	11,57 ± 1,20	0,72 ± 0,11	0,95 ± 0,09
Плавці	0,40 ± 0,04	0,88 ± 0,09	0,21 ± 0,03	16,25 ± 0,95	2,98 ± 0,20	15,81 ± 2,63	0,67 ± 0,30	1,26 ± 0,18
Нирки	0,25 ± 0,05	0,70 ± 0,10	1,25 ± 0,09	83,13 ± 5,01	0,05 ± 0,02	80,32 ± 5,29	0,61 ± 0,17	0,77 ± 0,25
<i>Carassius auratus gibelio</i> Bloch								
Луска	0,10 ± 0,03	0,98 ± 0,12	0,07 ± 0,03	25,49 ± 3,19	0,72 ± 0,25	10,31 ± 1,90	0,54 ± 0,17	0,68 ± 0,15
Шкіра	0,07 ± 0,03	0,33 ± 0,10	0,32 ± 0,11	5,77 ± 0,82	1,37 ± 0,23	5,61 ± 0,75	0,72 ± 0,20	0,59 ± 0,18
М'язи	0,12 ± 0,04	0,28 ± 0,08	0,73 ± 0,19	63,11 ± 4,95	0,15 ± 0,03	10,17 ± 1,09	0,16 ± 0,04	0,12 ± 0,03
Печінка	0,24 ± 0,05	1,75 ± 0,35	23,12 ± 1,80	21,12 ± 3,77	0,12 ± 0,03	80,11 ± 5,30	0,92 ± 0,21	0,31 ± 0,07
Кишковик	0,19 ± 0,03	0,95 ± 0,11	1,91 ± 0,64	29,49 ± 2,52	2,29 ± 0,44	18,52 ± 0,93	0,87 ± 0,22	0,91 ± 0,17
Зябра	0,22 ± 0,05	1,65 ± 0,32	1,05 ± 0,20	93,05 ± 3,11	0,62 ± 0,12	89,13 ± 0,60	1,87 ± 0,29	0,70 ± 0,15
Зяброві покришки	0,45 ± 0,15	0,79 ± 0,14	0,25 ± 0,06	21,73 ± 1,88	4,17 ± 0,75	15,35 ± 1,90	0,79 ± 0,30	0,99 ± 0,19
Плавці	0,24 ± 0,07	0,97 ± 0,27	0,32 ± 0,10	29,54 ± 3,39	2,98 ± 0,61	19,17 ± 2,03	0,77 ± 0,16	1,43 ± 0,27
Нирки	0,15 ± 0,04	0,41 ± 0,06	2,11 ± 0,32	90,23 ± 3,08	0,25 ± 0,06	50,07 ± 1,04	0,20 ± 0,05	0,11 ± 0,03
<i>Perca fluviatilis</i> L.								
Луска	0,09 ± 0,03	0,58 ± 0,17	0,09 ± 0,04	29,91 ± 1,80	0,92 ± 0,26	11,17 ± 2,05	0,49 ± 0,14	0,61 ± 0,17

ПРІСНОВОДНА ГІДРОБІОЛОГІЯ

Продовження таблиці								
Шкіра	0,06 ± 0,03	0,39 ± 0,12	0,38 ± 0,11	4,97 ± 0,99	1,77 ± 0,51	5,68 ± 0,69	0,87 ± 0,20	0,65 ± 0,11
М'язи	0,14 ± 0,03	0,20 ± 0,04	0,51 ± 0,10	45,18 ± 1,22	0,20 ± 0,04	27,11 ± 0,95	0,25 ± 0,03	0,11 ± 0,03
Печінка	0,21 ± 0,03	2,12 ± 0,60	25,11 ± 1,11	90,17 ± 1,90	0,18 ± 0,03	75,11 ± 4,49	1,77 ± 0,30	0,23 ± 0,05
Кишковик	0,29 ± 0,06	1,49 ± 0,20	1,69 ± 0,37	25,90 ± 0,42	2,94 ± 0,21	19,27 ± 3,20	0,77 ± 0,18	0,84 ± 0,15
Зябра	0,19 ± 0,03	1,40 ± 0,41	0,97 ± 0,22	74,50 ± 3,19	0,25 ± 0,03	65,11 ± 0,90	1,90 ± 0,12	0,60 ± 0,19
Зяброві покришки	0,44 ± 0,11	0,89 ± 0,23	0,15 ± 0,06	21,73 ± 0,19	4,17 ± 0,29	15,35 ± 0,49	0,79 ± 0,17	0,99 ± 0,27
Плавці	0,25 ± 0,11	0,92 ± 0,25	0,37 ± 0,09	24,59 ± 4,12	3,82 ± 0,67	16,19 ± 1,90	0,59 ± 0,19	1,30 ± 0,25
Нирки	0,28 ± 0,06	0,50 ± 0,07	3,42 ± 0,51	60,11 ± 5,72	0,18 ± 0,03	45,11 ± 4,10	0,32 ± 0,04	0,16 ± 0,03

Отримані дані (табл.) засвідчують наявність всіх досліджуваних металів в організмі риби гирлової ділянки Десни. Зафіксовано їх типовий розподіл в органах та тканинах. Види-бентофаги накопичували більшість важких металів більше або на рівні хижака (окунь), що свідчить про хронічне забруднення гирлової ділянки Десни.

При порівнянні отриманих результатів з фоновими величинами вмісту важких металів в органах та тканинах прісноводних видів риб [4, 5] можна відмітити, що вміст заліза, цинку, нікелю та кобальту знаходиться на рівні фонових значень, марганець, мідь та свинець – перевищують, а кадмій – значно перевищує його.

Висновки

Аналіз отриманого матеріалу дозволяє засвідчити значне поліметалічне навантаження на гідроекосистему гирлової ділянки річки Десни.

1. Воробьев В.И. Микроэлементы и их применение в рыбоводстве / В.И. Воробьев. – М.: Пищевая пром-сть, 1979. – 184 с.
2. Войнар А.И. Биологическая роль микроэлементов в организме животных и человека / А.И. Войнар. – М.: Высшая школа, 1960. – 640 с.
3. Иванов В.В. Экологическая геохимия элементов: Справочник: в 6 кн. / В.В. Иванов [Под ред Э.К.Буренкова]. – М.: Экология, 1995. – Кн. 4. Главные d – элементы. – 416 с.
4. Морозов Н.П. Переходные и тяжелые металлы в промысловой ихтиофауне океанических, морских и пресных вод / Морозов Н.П., Петухов С.А. // Рыбное хозяйство (Москва). – 1977. – № 5. – С. 11–13.
5. Морозов Н.П. Микроэлементы в промысловой ихтиофауне Мирового океана. На примере микроэлементов группы металлов / Морозов Н.П., Петухов С.А. – Москва: Агропромиздат, 1986. – 160 с.
6. Мур Дж.В. Тяжелые металлы в природных водах. Контроль и оценка состояния / Мур Дж.В., Рамамурти С. – Москва: Мир, 1987. – 286 с.
7. Никаноров А.М. Биомониторинг тяжелых металлов в пресноводных экосистемах / А.М. Никаноров, А.В. Жулидов, А.Ф. Покаржевский. – Л.: Гидрометеиздат, 1985. – 144 с.
8. Никаноров А.М. Биомониторинг металлов в пресноводных экосистемах / Никаноров А.М., Жулидов А.В. – Л.: Гидрометеиздат, 1990. – 327 с.
9. Некотрые вопросы токсичности ионов металлов. Пер. с англ. / Под ред. Х. Зигель, А. Зигель. – М.: Мир, 1993. – 368 с.
10. Белінг Д. Характеристика рибного населення нижньої течії р.Десни / Д. Белінг, О.Ляшенко, П. Носаль // Труды гідробіологічної станції. – 1936. – Т. 13. – С. 48–69.
11. Сабодаш В.М. Риби водойм Київського довкілля / В.М. Сабодаш, Ю.Г.Процан, А.І. Смірнов. – К., 2003. – 192 с.
12. Экологическое состояние трансграничных участков рек бассейна Днестра на территории Украины / Под ред. А.Г.Васенко, С.А. Афанасьева. – К.: Академперіодика, 2002. – 355 с.
13. Арсан О.М. Біорізноманіття іхтіофауни верхньої частини Канівського водосховища на початку ХХІ століття / [О.М.Арсан, Ю.М.Ситник, В.О.Ткаченко] та ін. // ZOOCENOZIS – 2007. Біорізноманіття та роль тварин в екосистемах: мат. IV Міжн. наук. конф. 9–12 жовтня 2007, Дніпропетровськ. – Дніпропетровськ: Вид-во ДНУ, 2007. – С. 129–131.
14. Ткаченко В.О. Біорізноманіття іхтіофауни ріки Десна в межах України / В.О. Ткаченко, Ю.М. Ситник, С.М. Салій [та ін.] // ZOOCENOZIS – 2007. Біорізноманіття та роль тварин в екосистемах: мат. IV Міжн. наук. конф. 9–12 жовтня 2007, Дніпропетровськ. – Дніпропетровськ: Вид-во ДНУ, 2007. – С. 181–183.

15. Ситник Ю.М. Склад іхтіофауни київської ділянки Канівського водосховища та гирла Десни / Ю.М.Ситник, П.Г. Шевченко, А.В. Подобайло, С.М.Салій // Вісник Київського університету. Сер. Біологія. – 2008. – Вип. 52–53. – С. 50–52.

Ю.М. Ситник

Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ В ОРГАНИЗМЕ НЕКОТОРЫХ ВИДОВ РЫБ УСТЬЕВОГО УЧАСТКА РЕЧКИ ДЕСНА

Представлены результаты исследования содержания тяжелых металлов в органах и тканях рыб устьевого участка реки Десна.

Ключевые слова: тяжелые металлы, рыба, органы и ткани, река Десна

Yu.M. Sytnik

Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

HEAVY METALS IN ORGANISM OF SOME SPECIES OF FISH OF A MOUNTS OF RIVER DESNA

The contents of heavy metals in organs and tissues of fish of a mounts of river Desna are presented.

Key words: heavy metals, fish, organs and tissues, river Desna

УДК [(592:574.587):(621.311.25:621.039)](28)

О.Е. СЛЄПНЬОВ

Інститут гідробіології НАН України

пр-т Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210

МАКРОЗООБЕНТОС ОЛЕКСАНДРІВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

В статті викладені результати дослідження макрозообентосу Олександрівського водосховища в літній та осінній сезони 2009 року. Надана порівняльна характеристика розвитку макрозообентосу за сезонами з використанням якісних та кількісних показників. З використанням біотичних індексів дана оцінка сапробності та забрудненості водного середовища.

Ключові слова: макрозообентос, Олександрівське водосховище

Вивчення макрозообентосу Олександрівського водосховища (р. Південний Буг) протягом кількох десятиріч обумовлено тим, що воно входить до водних об'єктів зони впливу Південно-Українського енергокомплексу [2, 5]. За останнє десятиріччя Інститутом гідробіології НАН України в рамках гідроекологічного моніторингу були проведені дослідження макрозообентосу Олександрівського водосховища, які дозволили дати об'єктивну оцінку гідроекологічної ситуації [3, 6, 7].

Мета роботи полягала у визначенні та порівнянні якісних та кількісних показників розвитку макрозообентосу Олександрівського водосховища, а також в оцінці забруднення водного середовища за сезонами досліджень з використанням біотичних індексів та рівнів сапробності.

Матеріал і методи досліджень

Матеріали зібрано влітку (липень) та восени (вересень) 2009 р. на двох постійних станціях у верхній частині (с. Бузьке) та пригреблевій частині (с. Олександрівка) Олександрівського водосховища (р. Південний Буг) секційним дночерпачем СДЧ-100 з площею захвату 100 см². Зібраний матеріал фіксували 4% розчином формальдегіду та обробляли в лабораторних умовах за стандартними методиками [4].

Оцінку гідроекологічного стану Олександрівського водосховища здійснювали за показниками видового різноманіття (індекс Шеннона), рівнем розвитку угруповань макрозообентосу за кількісними показниками, забрудненості води за індексом Вудвісса (ТВІ) [1] та сапробності води, визначеної за індикаторними видами макрозообентосу.

Результати досліджень та їх обговорення

Загалом в Олександрівському водосховищі протягом двох сезонів досліджень (липень та вересень 2009 р.) зареєстровано 39 видів та таксонів (найнижчі таксономічні одиниці, що визначаються) донних безхребетних з 12 систематичних груп вищого рангу, влітку – 26, восени – 27 видів. За кількістю видів переважали личинки комарів-дзвінців (*Chironomidae*) – 11 видів, малоштиткові черви (*Oligochaeta*) представлені – 9 видами. Також знайдено 8 видів червононогих молюсків (*Gastropoda*) та 3 види двостулкових (*Bivalvia*). Зареєстровано по 1 виду гамарид (*Gammaridae*), корофід (*Corophiidae*), п'явок (*Hirudinea*), мізид (*Mysidae*) та личинок волохокрильців (*Trichoptera*). До виду не визначали вийчасті черви, гідроїдні поліпи та нематоди.

Найбільшу кількість видів донних безхребетних було відмічено на станції біля греблі Олександрівського водосховища – 30 видів. Домінували личинки комарів-дзвінців – 9 видів, переважно *Cladotanytarsus mancus* Walker та *Stictochironomus histrio* Fabricius. На станції у верхній частині Олександрівського водосховища біля с. Бузьке за два сезони було зареєстровано дещо меншу кількість видів – 25, серед яких за кількістю видів також домінували личинки комарів-дзвінців – 7 видів, а домінантом був *Polypedilum scalanum* (Schrank).

Основні структурно-функціональні характеристики угруповань макрозообентосу Олександрівського водосховища наведені в таблиці. Загальна чисельність та біомаса донних безхребетних в середньому протягом року коливалась в межах 19,50–24,40 тис.екз/м² та 784,64–1353,40 г/м² відповідно.

Таблиця

Характеристика екологічного стану Олександрівського водосховища за показниками макрозообентосу протягом 2009 року

Показники	Літо	Осінь	Середньосезонні показники
Видове багатство	26	27	39*
Чисельність, тис. екз./м ²	19,50	24,40	21,95
Рівень розвитку за заг. чисельністю	середній	середній	середній
Біомаса, г/м ²	784,64	1353,40	1069,02
Рівень розвитку за заг. біомасою	високий	дуже високий	дуже високий
Індекс Шеннона, біт./екз.	3,49	2,83	3,16
Індекс Сімпсона	0,88	0,74	0,81
ТВІ			
Значення	5	5	5
Назва категорії	помірно забруднена	помірно забруднена	помірно забруднена
Сапробність			
Значення індекса Пантле–Букк	2,64	2,81	2,72
Зона сапробності	α' –мезосапробна	α' –мезосапробна	α' –мезосапробна
Значення індекса Гуднайта–Уїтлі	37	56	46
Зона сапробності	α' –олігосапробна	β' –мезосапробна	β' –мезосапробна

Примітка: * – в цілому по водному об'єкту.

Максимальні значення, як чисельності, так і біомаси, були зафіксовані восени за рахунок значного розвитку двостулкових молюсків *Dreissena polymorpha* (Pallas) та *Dreissena bugensis* (Andrusov), які домінували за біомасою та малоштиткових червів. Середні значення чисельності та біомаси характеризували рівень розвитку зообентосу як “середній – дуже високий”.

Найвищі показники біотичних індексів Шеннона та Сімпсона спостерігались влітку – 3,49 біт/екз та 0,88, а в середньому за два сезони досліджень по водному об'єкту значення індексу Шеннона становили 3,16 біт/екз., індексу Сімпсона – 0,81.

Значення біотичного індексу Вудівісса по Олександрівському водосховищу становили 5 балів, що за наявністю та співвідношенням індикаторних таксонів донних безхребетних відповідає категорії “помірно забруднених” вод.

Сапробність вод Олександрівського водосховища, оцінена за показниками донних безхребетних, показує, що в середньому за індексом Пантле–Букк відповідає α' –мезосапробній зоні. За індексом Гуднайта–Уїтлі вода цього водного об'єкту належить до β' –мезосапробної зони.

Висновки

Узагальнюючи отримані матеріали, слід зазначити, що домінуючим серед донних безхребетних Олександрівського водосховища був хірономідно-олігохетний комплекс видів, які систематично домінували за чисельністю та періодично (за відсутності молюсків) і за біомасою.

Олександрівське водосховище за період досліджень у 2009 р. в цілому характеризується порівняно високими показниками видового багатства та видового різноманіття.

Згідно показникам індекса Вудівісса (TBI), заснованого на послідовності зникнення індикаторних видів з зміною умов існування безхребетних, забрудненням водного середовища та донних відкладів, у Олександрівському водосховищі досягає 5 балів за 10-ти бальною шкалою, що відповідає категорії “помірно забруднених вод”.

Значення індексів сапробності, визначених за індикаторними видами макрозообентосу, змінювалось в межах $\beta' - \alpha'$ – мезосапробної зони.

1. *Афанасьев С.А.* Методика оценки экологических рисков, возникающих при воздействии источников загрязнения на водные объекты / Афанасьев С.А., Гродзинский М.Д. – К.: АйБи, 2004. – 60 с.
2. *Гидробиологическая характеристика водоемов строящегося Южно-Украинского энергокомплекса* / О.Г. Кафтаникова, А.А. Протасов, О.А. Сергеева [и др.] // Гидробиологические исследования на Украине в XI пятилетке: Тез. докл. 5 конф. Укр. фил. ВГБО. – К., 1987. – С. 104–105.
3. *Ляшенко А.В.* Макрозообентос водных объектов зоны влияния Южно-Украинского энергокомплекса (ЮУ ЭК) / А.В. Ляшенко, Ю.Н. Воликов, А.Е. Слепнев // Риб. госп.– 2006. – Вип. 65. – С. 134–144.
4. *Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод* / О.М. Арсан, О.А. Давидов, Т.М. Дьяченко [та ін.] / За ред. В.Д. Романенка. – НАН України, Ін-т гідробіології. – К.: ЛОГОС, 2006. – 408 с.
5. *Планктон, бентос и перифитон р. Южный Буг, Александровского и Ташлыкского водохранилищ (район строительства Ташлыкской ГАЭС)* / О.А. Сергеева, Р.А. Калинин, А.А. Протасов [и др.] // Деп. ВИНТИ 1991, N 3356 – В 91.
6. *Слепнев А.Е.* Оценка качественных и количественных показателей развития донной макрофауны водных объектов зоны влияния Южно-Украинского энергокомплекса (ЮУ ЭК) / А.Е. Слепнев, А.В. Ляшенко, Ю.Н. Воликов // Тр. міжнарод. наук.-практ. конф. „Сучасні проблеми охорони довкілля, раціонального використання водних ресурсів та очистки природних і стічних вод”, 23-27 квіт. 2007, Миргород. – К.: Т-во „Знання” України, 2007. – С. 124–127.
7. *Слепнев А.Е.* Характеристика макрозообентоса р. Южный Буг и Александровского водохранилища в весенний период / А.Е. Слепнев, Ю.Н. Воликов // Мат-ли наук.-практ. конф. „Вода та Довкілля” VII Міжнарод. водного форуму „AQVA UKRAINE – 2009”, 10–13 лист. 2009. – К.: Міжнарод. вистав. центр., 2009. – С. 96–97.

О.Е. Слепнев

Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

МАКРОЗООБЕНТОС АЛЕКСАНДРОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

В статье изложены результаты исследований макрозообентоса Александровского водохранилища в летний и осенний сезоны 2009 г. Приведена сравнительная характеристика развития макрозообентоса по сезонам с использованием качественных и количественных показателей. С использованием биотических индексов дана оценка сапробности и загрязненности водной среды.

Ключевые слова: макрозообентос, Александровское водохранилище

О.Е. Slepnёv

Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

MACROZOOBENTHOS OF ALEXANDROVSKOE RESERVOIR

In the article were mentioned results of benthos research from Alexandrovskoe reservoir in summer/autumn seasons 2009. Compatible characteristic of seasonal benthos development with quality and quantity meanings described. With the use biotic indices were given the evaluation of saprobity and water ecosystems contamination.

Key words: macrozoobenthos, Alexandrovskoe reservoir

УДК [631.811.98] [574]

Т.М. СМОЛЬСЬКА¹, М.Т. ГОНЧАРОВА², Л.С. КІПНІС², І.М. КОНОВЕЦЬ²¹ Інститут сільськогосподарської мікробіології НААН України

вул. Шевченка, 97, Чернігів 14027

² Інститут гідробіології НАН України

пр-т Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210

ОЦІНКА ТОКСИЧНОСТІ МЕТАБОЛІТІВ *CLADOSPORIUM SP. 249* МЕТОДАМИ БІОТЕСТУВАННЯ

На підставі результатів гострих і субхронічних дослідів на *Daphnia magna*, *Lemna minor* і *Allium cepa* зроблено висновки про відсутність токсичного впливу культуральної рідини гриба *Cladosporium sp. 249* в розведеннях більше 1:200 (5 см³/дм³), що дозволяє віднести цей препарат до практично нетоксичних для водних екосистем з урахуванням норм його можливого практичного вживання. Відсутність мікроядер і порушень в поділі клітин апікальної меристеми корінців *Allium cepa* у високих концентраціях препарату дозволяє також віднести цю культуральну рідину до безпечних за генотоксичними властивостями.

Ключові слова: біотестування, токсичність, фітогормони, *Cladosporium sp. 249*

Впровадження засобів регуляції росту та розвитку рослин на основі метаболітів вищих водних рослин – фітогормонів та їх аналогів – є перспективним напрямком сучасної сільськогосподарської практики [5]. Разом з тим, грибні стимулюючі ріст рослин системи поки що не набули широкого застосування. Найчастіше це обмеження пов'язують з токсичністю метаболітів багатьох видів роду *Fusarium* та деяких інших [8, 12]. Тому при випробуваннях у відкритих системах грибних стимулюючих ріст рослин препаратів і культуральних рідин виникає потреба у ретельному дослідженні їх можливого впливу на навколишнє середовище, включно на водні екосистеми. Останнє пов'язане також з недостатнім вивченням шляхів біодеструкції та токсичності метаболітів мікроміцетів на водяні організми.

Сапротрофний гриб *Cladosporium sp. 249* виділений з чорнозему вилугованого неглибокого легкосуглинкового на лесовидних суглинках з ризосфери пшениці ярої в лабораторії мікробіометоду Інституту сільськогосподарської мікробіології НААН (м. Чернігів). Показано [7], що при його вирощуванні у культуральній рідині накопичуються фітогормональні речовини ауксинової, гіберелінової та цитокінінової природи.

Метою цієї роботи є оцінка токсичності культуральної рідини мікроміцету *Cladosporium sp. 249* в гострих та субхронічних дослідах.

Матеріал і методи досліджень

Мікроміцет *Cladosporium sp. 249* вирощували на рідкому живильному середовищі Ролена–Тома методом поверхневого культивування за температури 26–27°C протягом 7–8 діб. Перед проведенням токсикологічних досліджень культуральну рідину фільтрували. Для оцінки її токсичності були проведені досліди на водяних безхребетних і рослинах (табл. 1).

Таблиця 1

Використані тест-об'єкти та критерії токсичності

Тест-об'єкт	Тип дослідів, час експозиції	Показник	Посилання
<i>Daphnia magna</i> Straus	гострий (48, 72 год)	ЛК ₅₀	[3, 4, 10]
<i>Lemna minor</i> L.	субхронічний (10 діб)	ЕК ₅₀ ; НК	[3]
<i>Allium cepa</i> L.	субхронічний (5 діб)	ЕК ₅₀ ; НК	[3, 8, 9]

Примітки: ЛК₅₀ – медіанна летальна концентрація; ЕК₅₀ – медіанна ефективна концентрація; НК – недіяльна концентрація

Як контроль та для приготування серії розведень культуральної рідини *Cladosporium sp. 249* використовували дехлоровану воду з системи питного водопостачання (рН 7,5; твердість 4,6 мг-екв/дм³, розчинний кисень 7,0±0,5 мг/дм³, температура 20 ± 1°C).

При проведенні дослідів з *L. minor* із культури відбирали 10 візуально однакових рослин, що склалися з двох листків, переносили їх у чашки Петрі з досліджуваними розчинами культуральної рідини і залишали при кімнатній температурі (20±1°C) при освітленні люмінесцентними лампами

(2,5 клк). Дослід здійснювали у триразовій повторності впродовж 10 діб. Після експозиції в контрольному і дослідних варіантах підраховували загальну кількість листків [3].

Для біотестування на гіллястовусих ракоподібних використовували синхронізовану генетично однорідну культуру *D. magna*. Молодь дафній віком $24 \pm$ год переносили у ємності об'ємом 100 см^3 по 10 у кожен у триразовій повторності. Впродовж експерименту дафній не годували, середовище не аерували, освітлення було відсутнє. Через 48, 72 і 96 год підраховували кількість загинувших протягом експозиції тварин [4, 13].

Дослідження інгібування росту корінців *A. cepa* здійснювали протягом 120 год [3, 11]. Можливу генотоксичну дію оцінювали за впливом на мітотичну активність та утворенням мікроядер. Для цього виготовляли давлені препарати клітин апікальної меристеми корінців, які фарбували оцеторсеїном [10].

Результати досліджень та їх обговорення

Система екологічного нормування шкідливої дії і діагностика екологічної якості водних екосистем базується на даних біотестування, що проводиться в лабораторних умовах з використанням стандартних тест-систем, які дозволяють виявити екологічну токсичність препаратів та їх потенційну небезпечність для природних об'єктів [1, 6]. З метою отримання повнішої характеристики токсикологічних властивостей культуральної рідини *Cladosporium* sp. 249 були проведені гострі та субхронічні дослідження на представниках різних трофічних рівнів і систематичного положення (табл. 1).

При дослідженні токсичного впливу культуральної рідини на *D. magna* чіткої залежності між величинами вітальних та абсолютно летальних розведень та часу експозиції виявлено не було, що може свідчити про відсутність в ній речовин прямої токсичної дії (табл. 2).

Таблиця 2

Смертність *Daphnia magna* Straus у розведеннях культуральної рідини мікроміцету *Cladosporium* sp. 249, $X \pm \sigma$ %, $n = 30$

Варіанти дослідів	Час експозиції, год.		
	48	72	96
Без розведення	100	100	100
$10 \text{ см}^3/\text{дм}^3$	$20,0 \pm 1,0^*$	$33,3 \pm 2,1^*$	$33,3 \pm 2,1^*$
$5 \text{ см}^3/\text{дм}^3$	$13,3 \pm 1,2$	$16,7 \pm 1,5$	$17 \pm 1,5$
$1 \text{ см}^3/\text{дм}^3$	0	0	0
Контроль	0	0	0

Примітка. В цій таблиці та далі: * – різниця середніх величин дослідів і контролю статистично достовірна, $p < 0,05$

Як видно з наведених даних, достовірна негативна дія спостерігалась при концентраціях, які перевищували $5,0 \text{ см}^3/\text{дм}^3$. Згідно класифікації токсичних речовин [2], досліджувану культуральну рідину можна віднести до практично нетоксичних.

Результати дослідження впливу культуральної рідини *Cladosporium* sp. 249 на ріст корінців цибулі *A. cepa* наведено в табл. 3.

Таблиця 3

Інгібування росту корінців *Allium cepa* L. культуральною рідиною *Cladosporium* sp. 249 за 120 год. експозиції, $n=5$

Варіанти дослідів	Довжина корінців, мм	Інгібування росту, %
$10 \text{ см}^3/\text{дм}^3$	$52,9 \pm 12,4$	7,2%
$5 \text{ см}^3/\text{дм}^3$	$56,3 \pm 11,2$	1,6%
$1 \text{ см}^3/\text{дм}^3$	$56,9 \pm 9,3$	1,3%
Контроль	$57,1 \pm 10,1$	–

Відсутність достовірної різниці між довжиною корінців *A. cepa* в досліджуваних концентраціях та контролі свідчить про відсутність негативного впливу метаболітів гриба на даний тест-об'єкт. Проте в максимальній з досліджених концентрацій був виявлений негативний ефект, що проявлявся в порушеннях проходження мітозу (табл. 4). Крім того, в концентрації культуральної рідини $\text{см}^3/\text{дм}^3$ спостерігалось достовірне підвищення кількості клітин у стадії мітозу, що є свідченням біологічної активності препарату.

Таблиця 4

Цитогенетичні показники апікальної меристеми корінців *Allium cepa* L. за дії культуральної рідини *Cladosporium* sp. 249

Варіанти дослідів	Кількість досліджених клітин	ΣМІ, %	Кількість порушених мітозів, %	ΣМН, %
10 см ³ /дм ³	980	17,5±2,3*	1,5	0
5 см ³ /дм ³	1020	38,5±3,5*	0,5	0
1 см ³ /дм ³	950	24,2±2,8	0,3	0
Контроль	960	19,5±2,2	0,2	0

Відсутність токсичності культуральної рідини гриба *Cladosporium* sp. 249 в субхронічному експерименті на *L. minor* у концентраціях нижче 5 см³/дм³ також дає можливість віднести досліджений препарат до практично нетоксичних (табл. 5).

Таблиця 5

Вплив культуральної рідини *Cladosporium* sp. 249 на ріст *Lemna minor* L. протягом 10 діб експозиції

Варіанти дослідів	Кількість листців $\bar{X} \pm \sigma$	Час подвоєння, діб	Інгібування росту, %	Морфологічні аномалії, %
Без розведення	35,4±7,1*	5,5	50,1%	17,5%
10 см ³ /дм ³	49,5±7,8*	4,3	28,0%	15,1%
5 см ³ /дм ³	73,0±9,9	3,5	5,6%	10,1%
1 см ³ /дм ³	69,5±3,5	3,6	3,0%	9,6%
Контроль	77,5±0,7	3,4	0,0%	3,0%

Висновки

Результати проведених дослідів на ряді тест-об'єктів різних трофічних рівнів свідчать про відсутність токсичного впливу метаболітів культуральної рідини гриба *Cladosporium* sp. 249 в розведеннях нижче 5 см³/дм³, що дозволяє віднести препарат до практично нетоксичних. Відсутність мікроядер і порушень поділів клітин апікальної меристеми корінців *A. cepa* в високих концентраціях препарату дозволили його віднести також до безпечних за цитогенотоксичними властивостями.

1. Брагинский Л.П. Интегральная токсичность водной среды и ее оценка с помощью методов биотестирования / Л.П. Брагинский // Гидробиол. журн. – 1978. – № 1. – С. 77–83.
2. Дудоров П. Токсикологические тесты при регулировании сбросов сточных вод // Влияние загрязняющих веществ на гидробионтов и экосистемы водоемов / П. Дудоров. – Л.: Наука, 1979. – С. 213–221.
3. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / під ред. В. Д. Романенка – К.: Логос, 2006. – 408 с.
4. Методика визначення гострої токсичності води на ракоподібних *Daphnia magna* Straus. K., 1997. КНД 211.1.4.054-97.
5. Новые элементы биорегуляции для устойчивого развития в агроэкосистемах / под ред. В.П. Кухаря. – К.: Наук. думка, 2004. – 350 с.
6. Методы биотестирования качества водной среды / под ред. О.Ф. Филенко. – М.: Изд-во МГУ, 1989. – 120 с.
7. Смольська Т.М. Утворення фітогормонів мікроміцетом *Cladosporium* sp. 249 / Т.М. Смольська // Агроєкологічний журнал. – 2008. – Спецвипуск (червень). – С. 222–224.
8. Bryden W.L. Other significant Fusarium mycotoxins. Fusarium / W.L. Bryden, A. Logrieco, H.K., Abbas [et al.]. – APS PRESS, 2001. – P. 360–392.
9. Ecological effects test Guidelines OPPTS 850-1400 Aquatic plant toxicity test using *Lemna* sp. – Tiers I and II. – EPA 712-C-96-156.
10. Fiskesjo G. Allium test for screening chemicals; evaluation of cytological parameters // Plants for environmental studies / edited by Wuncheng Wang, Joseph W. Gorsuch, Jane S. Hughes, Boca Raton / G. Fiskesjo. – New York: Lewis Publisher, 1997. – P. 308–327.
11. Fiskesjo G. Allium test I: A 2-3 day plant test for toxicity assessment by measuring the mean root growth of onions (*Allium cepa*) / G. Fiskesjo // Environ. Toxicol. Water. Qual. – 1993. – N 8. – P. 461–470.
12. Levitin M. Distribution and toxicology Fusarium species on cereals in Russia. Occurrence of toxigenic fungi and mycotoxins in plants, food and feed in Europe / M. Levitin / Ed. A. Logrieco. – Belgium, European Communities, 2001. – P. 151–157.

13. *Water quality*—Determination of long term toxicity of substances to *Daphnia magna* Straus (Cladocera, Crustacea). ISO 10706:2000.

Т.М. Смольская¹, М.Т. Гончарова², Л.С. Кипнис², И.М. Коновец²

¹Институт сельскохозяйственной микробиологии НААН Украины, Чернигов

²Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

ОЦЕНКА ТОКСИЧНОСТИ МЕТАБОЛИТОВ *CLADOSPORIUM SP.* 249 МЕТОДАМИ БИОТЕСТИРОВАНИЯ

На основании результатов острых и субхронических опытов на *Daphnia magna*, *Lemna minor* и *Allium cepa* сделан вывод об отсутствии токсического влияния культуральной жидкости гриба *Cladosporium sp.* 249 в разведениях более 1:200 (5 см³/дм³), что позволяет отнести данный препарат к практически нетоксичным для водных экосистем с учетом норм его возможного практического применения. Отсутствие микроядер и нарушений в делении клеток апикальной меристемы корешков *A. cepa* в высоких концентрациях препарата позволяет также отнести данную культуральную жидкость к безопасным по генотоксичным свойствам.

Ключевые слова: биотестирование, токсичность, *Cladosporium sp.* 249

Т.М. Smol'ska¹, М.Т. Goncharova², L.S. Kipnis², I.M. Konovets²

¹Institute of Agricultural Microbiology of UAAS, Chernihiv

²Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

ESTIMATION OF TOXICNESS METABOLITS *CLADOSPORIUM SP.* BY 249 METHODS OF BIOTESTING

Acute and sub-chronic tests on *Daphnia magna*, *Lemna minor* and *Allium cepa* do not demonstrate toxic effect of cultural medium of fungi *Cladosporium sp.* 249 in dilutions exceeded 1:200 (concentration 5 ml/l). Basing on obtained data conclusion can be made that utilization of the preparation in agriculture practices is safe for aquatic ecosystems considering the norms of its practical implementation.

Key words: biotesting, toxicness, *Cladosporium of sp.* 249.

УДК 556.314+556.388: 543.321

Л.В. СОБКО

Кременецький обласний гуманітарно-педагогічний інститут ім. Тараса Шевченка
вул. Ліцейна, 2, Кременець, 47003, Тернопільська обл., Україна

ДИНАМІКА ВМІСТУ НІТРАТІВ І НІТРИТІВ У ПИТНІЙ ВОДІ КРЕМЕНЕЦЬКОГО РАЙОНУ У ВЕСНЯНО-ЛІТНІЙ ПЕРІОД

Дослідженням вмісту нітритів і нітратів у питній воді Кременецького району впродовж 2005-2009 рр. встановлено, що найменший вміст нітритів був у питній воді на агронавантаженої території, в заповідній і урбанізованій приблизно однаковий, а на техногенно-навантаженої – найвищий. Вміст нітратів найменшим був у воді з заповідника Медобори, а на урбанізованої, агронавантаженої та техногенно-навантаженої територіях зростав, і в останній він є найвищим.

Ключові слова: нітрати, нітрити, питна вода, Кременецький район

Масштабною проблемою сьогодення є прогресуюче забруднення річок, озер та підземних вод. Серед хімічних речовин, що надходять в питну воду і є небезпечними для організмів є нітрати і нітрити. В Україні нараховується майже 29 тис. сільських населених пунктів, в яких мешкає біля 17 млн. осіб. Однак їх благоустрій досить низький, бо лише 17 % населених пунктів мають водогін, 3 % – каналізацію, 24 % сільського населення забезпечено централізованим водопостачанням [2, 7]. Головним джерелом водопостачання в цих поселеннях є колодязі та поверхневі води. Разом з тим, згідно даних Всесвітньої організації охорони здоров'я саме з неякісною питною водою пов'язані 80 % захворювань людей. Одним з найпоширеніших видів забруднень питної води є нітратне. Самі по собі нітрати є нормальним компонентом всіх клітин. Шкідливим є надлишок споживання нітратів,

що може викликати гостре отруєння організму, споживання забрудненої нітратами питної води знижує імунітет людини, викликає метгемоглобінемію [3].

Поширеною є думка, що майже єдиним джерелом нітратного забруднення поверхневих і ґрунтових вод є азотні сполуки техногенного походження, переважно мінеральні добрива. Насправді ця проблема також пов'язана з техногенним порушенням природних потоків енергії та речовини і, у першу чергу, з порушенням колообігу біогенних елементів у агроландшафтах. Тому дослідження забруднення поверхневих вод NO_3^- та NO_2^- є актуальним.

Метою цієї роботи є визначення вмісту нітратів і нітритів у питній воді Кременецького району Тернопільської області.

Матеріал і методи досліджень

Дослідження проведені в травні-серпні з 2005 р до 2009 р. Для визначення масової концентрації нітратів та нітритів у питній воді їх зразки відбирали по різних точках Кременецького району.



Рис. 1. Карта водних ресурсів
Кременецького району.
Масштаб 1:5 000 000

- - межі району
- - місця відбору проб води

В досліджуваних точках відбирали по 0,20 дм^3 води, консервували, додаючи на 1 дм^3 досліджуваної води 2-4 мл хлороформу.

Визначення нітратів. Визначали колориметрично з фенолдисульфокислотою з утворенням нітровмісного фенолу жовтого кольору [1]. Хлориди видаляли додаванням розчину сульфату срібла. Для аналізу проб відбирали 100 мл прозорого фільтрату (вміст нітратного азоту в цьому об'ємі не має перевищувати 0,6 мг), додавали розчин сульфату срібла в кількості, еквівалентній вмісту хлорид-іону в досліджуваній пробі, випаровували в фарфоровій чашці на водяній бані. Після охолодження сухого залишку в чашку додавали 2 мл розчину фенолдисульфатної кислоти і розтирали скляною паличкою до повного розведення з сухим залишком, додавали 20 мл дистильованої води і біля 5-6 мл концентрованого розчину аміаку до максимального розвитку забарвлення. Забарвлений розчин колориметрували, вимірюючи оптичну щільність досліджуваної проби в тих же умовах, що і при побудові калібровочної кривої. Вміст нітратів (X) в мг/дм^3 розраховували за формулою в перерахунку на нітратний азот:

$$X = \frac{C * V_1}{V},$$

де: C – вміст нітратів, знайденого по калібровочному графіку, мг/дм^3 ; V_1 – об'єм забарвленої проби (100 або 50 мл); V – об'єм проби, взятої для аналізу, мл.

Одержані дані піддавали статистичній обробці за [4].

Визначення нітритів. Метод заснований на здатності нітритів діазотувати сульфатну кислоту (реактив Грісса) з утворенням діазосполуки з 1-нафтиламіном червоно-фіолетового кольору [1].

Нижній поріг виявлення 0,0003 мг/дм³ нітритів. При наявності в воді нітритів більше 0,3 мг/дм³ в пробі її розводили. В разі мутності воду освітлювали гідроксидом алюмінію.

Для визначення до 50 мл досліджуваної води додавали 2 мл розчину реактиву Грісса і перемішували. Через 40 хв. розчин фотометрували при довжині хвилі 520 нм по відношенню до розчину порівняння (дистильована вода з доданим реактивом Грісса).

Масову концентрацію нітритів (X_1) в мг/дм³ розраховували за формулою:

$$X_1 = \frac{C * 50}{V},$$

де: С – масова концентрація, знайдена за градуированим графіком, мг/дм³ NO₂; V – об'єм проби, взятий для аналізу, мл; 50 – об'єм стандартного розчину, мл.

Результати досліджень та їх обговорення

Коротка гідрологічна характеристика Кременецького району. Гідрологічна сітка Кременеччини представлена ріками, струмками і ставками. Їх площа становить 730 га або 0,8% території краю. [9].

Водність знаходиться у прямій залежності від клімату, геологічної будови і характеру рельєфу. Протягом року територія одержує достатню кількість опадів. Створюються значні запаси вологи для живлення рік, які протікають через територію Кременеччини і струмків, які беруть початок в межах району. Атмосферні опади і геологічна будова сприяють створенню значних запасів підземних вод, які мають вихід на денну поверхню у кожному населеному пункті.

Найбільшими ріками району є Іква і Горинь. Їх живлять води ряду дрібних приток і струмків. Частина струмків в суху пору року пересихає через недостатнє підземне живлення; інші мають постійний водотік у зв'язку з тим, що протікають в глибоких балках, в яких є значні виходи підземних джерел [5].

Іква – права притока р. Стир. Довжина – 155 км, площа басейну – 2250 км². На території Кременеччини протікає 60 км. Долина річки у верхів'ї вузька, коритоподібна, з крутими схилами, нижче, в межах Малого Полісся, розширена до 5 км і більше. Заплава переважно двостороння, подекуди заболочена. Річище помірно звивисте, на окремих ділянках зарегульоване ставками та водосховищами. Ширина річища від 5 до 25 м, глибина – 0,5–2,2 м. Нахил річки – 0,89 м/км. Живлення змішане, переважно снігове. Замерзає на початку грудня, крига скресає на початку березня. Використовують для технічно-побутового та сільськогосподарського водопостачання [6].

У південно-західній частині району в околицях с. Волиця бере початок р. Горинь, що є правою притокою Прип'яті. Загальна довжина 659 км, площа басейну 27,7 тис. км². Річка перетинає північну частину Подільської височини. В межах району протікає 17 км. Річище має ширину 5-10 м. Глибина на плесах – 1,5-2,5 м, а на перекатах до 0,3 м. Похил річки 0-29 м/км. Біля с. Устечко і Бакотами в р. Горинь впадає друга притока під місцевою назвою Ялинка [5]. Живлення змішане. Льодостав у верхній течії з середини грудня до середини березня. Річка зарегульована численними ставками і водосховищами. Воду використовують для технічних та сільськогосподарських потреб [6].

Лівою притокою Горині є р. Горинка, загальною довжиною 32 км і площею водозбірного басейну 115 км². Долина річка має ширину 2 км, заплава – ширину 500 м. Ширина річища 2-5 м. Нахил річки – 1,6 м/км [5]. Живлення змішане. Замерзає наприкінці листопада – грудні, крига скресає на початку березня. Воду частково використовують для сільськогосподарських потреб [6].

Річка Вілія витікає поблизу с. Підлісне і тече в межах району лише 0,9 км. [9]. Живлення переважно снігове. Замерзає у грудні, крига скресає на початку березня. Воду використовують для господарських потреб [6].

У районі споруджено 39 ставків загальною площею 377 га. Вони збудовані на річках Іква і Горинь, Горинка і окремих балках. Всього на р. Горинь нараховується понад 10 ставків. Внаслідок великого весняного і літнього змиву ставки міліють, заносяться мулом, заростають осокою і очеретом. Ставки використовують для розведення риби і водоплавної птиці.

Тернопільська область лежить в межах Волино-Подільського артезіанського басейну. Кременецький район багатий підземними водами. Скрізь по схилах балок і річкових долин є багато джерел, що дають початок струмкам. Виходи джерельних вод є також на вищих схилах вододілів. Глибина залягання підземних вод залежить від геологічної будови і рельєфу місцевості.

До лесово-глинистих товщ приурочені водоносні горизонти четвертинних порід. Глибина їх залягання на вододілах досягає до 7-16 м, а в річкових долинах до 3-5 м. Цей горизонт живить основні колодязі м. Кременця.

Другий водоносний горизонт приурочений до дрібнозернистих кварцових пісків, вапняків і пісковиків. Глибина залягання підземних вод на вододілах – 30-40 м. У водах є багато гідрокарбонату кальцію [5].

Нині забруднення води, включно і питної, досягло критичних показників. Основними джерелами забруднення водойм є: атмосферні опади, що містять забруднюючі речовини промислового походження, які вимиваються з атмосфери; міські стічні води (побутові, каналізаційні стоки, що містять шкідливі для здоров'я синтетичні миючі засоби та ін.); промислові стічні води; сільськогосподарські стічні води (відходи тваринницьких комплексів, змив з полів добрив і пестицидів дощами і весняними талими водами та ін.) [8].

Виходячи з зазначеного, з огляду на рівень господарського навантаження, нами досліджена територія умовно розділена на чотири типи: заповідна (заповідник Медобори), урбанізована, техногенно-навантажена, агронавантажена.

Вода. В досліджуваній воді нами виявлено такий вміст нітратів і нітритів (табл.). Встановлено, що концентрація цих речовин у питній воді Кременецького району не перевищує ГДК. У 2005 році концентрація нітритів у урбанізованій території була найвищою, а на інших досліджуваних територіях їх вміст майже однаковий. У наступному році спостерігалася така ж тенденція, проте середні показники порівняно з 2005 роком знизилися. У 2007 р. найменший вміст NO_2^- був в техногенно-навантаженій території, трохи більше в агронавантаженій і заповіднику Медобори, а на урбанізованій території в травні-червні нітрит-іонів не виявлено, проте в липні-серпні їх вміст різко зростає порівняно з іншими досліджуваними територіями. В 2008 р. найменший вміст нітритів у питній воді був на урбанізованій та заповідній територіях, у техногенній території вміст протягом досліджуваного періоду зростав, а в агронавантаженій навпаки – зменшувався. У наступному році в техногенно-навантаженій території спостерігається підвищення вмісту нітритів протягом весняно-літнього періоду, а на інших досліджуваних територіях показник був майже однаковий.

Таблиця

Динаміка вмісту нітратів і нітритів у питній воді Кременецького району у весняно-літній період (мг/дм³; $M \pm m$; $n=3-15$)

Місяці	Заповідна територія (заповідник Медобори)				Урбанізована територія				Техногеннонавантажена територія				Агронавантажена територія			
	NO_2^-	NO_3^-	окис-ність	pH	NO_2^-	NO_3^-	окис-ність	pH	NO_2^-	NO_3^-	окис-ність	pH	NO_2^-	NO_3^-	окис-ність	pH
2005 р.																
травень-червень	0,012±0,007	18,31±0,91	3,9	7,3	0,008±0,004	12,63±3,51	3,8	7,4	0,013±0,004	9,35±2,55	3,9	7,3	0,011±0,005	19,31±0,01	3,8	7,6
липень-серпень	0,004±0,004	19,51±0,39	4,1	7,6	0	21,61±1,04	3,8	7,7	0,003±0,002	16,11±4,09	4,3	7,7	*	*	*	*
2006 р.																
травень-червень	0,005±0,003	20,75±2,93	3,8	7,7	0	19,61±0,39	3,9	7,7	0,003±0,002	19,75±3,33	3,7	7,6	0,007±0,003	22,41±1,97	3,9	7,7
липень-серпень	*	*	*	*	0,005±0,003	15,71±2,86	3,9	7,8	0,003±0,002	18,21±2,71	3,3	7,6	0,003±0,002	17,01±2,09	3,4	7,6
2007 р.																
травень-червень	0,011±0,004	10,41±0,27	3,9	7,5	0	10,41±0,03	3,9	7,7	0,002±0,001	12,91±1,14	3,9	7,6	0,003±0,003	12,71±1,39	4,9	7,7
липень-серпень	0,003±0,004	7,71±0,33	3,9	7,4	0,015±0,009	10,25±0,14	6,3	7,1	0,002±0,002	14,81±1,83	3,9	7,6	0,007±0,003	10,01±0,91	8,2	7,4
2008 р.																
травень-червень	0,009±0,003	1,61±1,53	7,7	7,6	0,008±0,002	8,01±0,97	3,9	7,5	0,007±0,003	15,31±1,85	9,9	7,7	0,011±0,002	5,98±1,83	3,9	7,5
липень-серпень	*	*	*	*	0,003±0,001	11,65±0,33	3,9	7,3	0,065±0,002	9,61±0,47	4,5	7,1	0,003±0,001	13,41±1,62	3,9	7,6
2009 р.																
травень-червень	0,004±0,001	6,01±1,51	3,9	7,7	0,005±0,009	4,71±1,19	4,0	7,5	0,003±0,001	9,41±4,58	4,0	7,6	0,005±0,001	8,25±0,75	3,9	7,6
липень-серпень	0,006±0,002	3,11±1,14	4,0	7,3	0,005±0,003	0,62±0,51	4,0	7,6	0,011±0,006	9,41±2,52	3,9	7,8	0,005±0,003	1,41±0,23	4,0	7,6
Середнє значення	0,007±0,003	10,93±1,13	4,4	7,5	0,007±0,011	11,52±1,09	4,1	7,5	0,011±0,002	13,49±2,51	4,5	7,6	0,006±0,003	12,28±1,21	4,4	7,6

У травні-червні 2005 р. найвищий показник вмісту NO_3^- виявлено у агронавантаженій території. Вміст нітратів на техногенно-навантаженій території був найменшим у травні-червні,

проте вже в наступні місяці досліджуваного періоду їх кількість зростає, аналогічно і в заповідній та урбанізованій, хоча порівняно з іншими на останній території показник липня–серпня зріс майже у 2 рази і був найвищим у цьому році. У 2006 р. найвищий показник вмісту нітратів був на агронавантаженої території у травні–червні, потім в заповіднику Медобори. В інших досліджуваних територіях показник був майже однаковий. У липні–серпні скрізь спостерігається зниження показника вмісту нітратів, а найнижчим від є в урбанізованій території. У 2007 р. найбільший вміст NO_3^- був у техногенно-навантаженої території, який постійно зростав протягом весняно-літнього періоду. В воді з урбанізованої території цей показник сталий, а на двох інших територіях спостерігається незначне його зниження протягом всього досліджуваного періоду. В наступному році найнижча концентрація нітратів виявлена в воді з заповідної території, в урбанізованій та агронавантаженої спостерігається підвищення рівня NO_3^- протягом травня–серпня, а в техногенно-навантаженої показник травня–червня був найвищим порівняно з іншими в цьому році, проте вже в липні–серпні значно знижується. В 2009 р. найменший вміст нітратів був в урбанізованій території, протягом весняно-літнього періоду спостерігалася тенденція до зниження показника. Аналогічні зміни виявлені в заповідній та агронавантаженої територіях. Лише в техногенно-навантаженої території змін майже не було і концентрація NO_3^- була найвищою.

Протягом усього досліджуваного періоду у заповідній території (заповідник Медобори) спостерігається зменшення вмісту нітритів з 2005 р. до 2009 р. А в липні–серпні 2005–2007 рр. мало місце зниження вмісту NO_2^- , а вже до 2009 р. цей показник підвищився в 2 рази. На урбанізованій території найбільший вміст нітритів був у 2007 р., в наступному році спостерігалось значне зниження їх концентрації, а в 2009 р. – знову незначне підвищення. Щодо техногенно-навантаженої території, то показник даної речовини з 2005 по 2007 рр. зменшувався, а в 2008 р. відбулось значне підвищення рівня NO_2^- , який вже в травні–червні наступного року значно знижується, але вже в липні–серпні знову зростає. У агронавантаженої території до травня–червня 2007 р. спостерігається зниження вмісту нітритів, однак вже до цього ж періоду наступного року їх вміст різко зростає майже у 4 рази, а у липні–серпні знову значно знижується, і в 2009 р. знову зростає.

Щодо вмісту нітратів у питній воді Кременецького району, то їх концентрація у заповідній території з 2005 р. до 2009 р. коливається. Найбільший їх вміст спостерігався в 2006 р., а найменший у 2008 році. На урбанізованій території з року в рік можна спостерігати або незначні збільшення, або зменшення, проте порівняно 2005 р. і 2009 р. вміст NO_3^- значно зменшився. У техногенно-навантаженої території в першому досліджуваному році було підвищення концентрації нітратів з травня–червня до липня–серпня, і до весняно-літнього періоду 2006 р., після чого спостерігалось, хоча і не кожен рік, зниження. Щодо агронавантаженої території, то вміст NO_3^- найвищим був у 2006 р., а в наступні роки (окрім липня–серпня 2008 р.), спостерігаємо зниження його концентрації.

Протягом п'яти досліджуваних років найменший вміст нітритів у питній воді Кременецького району був на агронавантаженої території, в заповідній і урбанізованій приблизно однаковий, а на техногенно-навантаженої – найвищий. Щодо нітратів, то найменша їх концентрація була у воді з заповідника Медобори. На урбанізованій, агронавантаженої та техногенно-навантаженої територіях вміст NO_3^- зростає, і в останній він є найвищим.

Нітрати і нітрити слід розглядати як проміжний продукт розкладання органічних речовин. Ланцюг біохімічних перетворень азоту — амоніфікація–нітрифікація–денітрифікація – може бути призупинений на певній стадії в залежності від зовнішніх умов [7]. Розкладання органіки в аеробних умовах ґрунту або на його поверхні збагачує воду нітратами та нітритами, які інтенсивно поглинаються кореневою системою рослин. При проникненні з потоками вологи глибше кореневмісного шару, ці сполуки не затримуються вбирним комплексом ґрунту, а потрапляють у ґрунтові води і мігрують з їх потоком. Саме такий механізм є найвірогіднішим шляхом забруднення ґрунтових вод [7]. Загальною закономірністю є зв'язок між рН, окисністю та вмістом нітритів і нітратів: концентрація останніх має тенденцію до зростання за збільшення показників рН води та окисності, що може бути пов'язано активацією окисно-відновних процесів у ґрунтах і воді. Тому виявлені нами закономірності є багатоаспектними і залежать від низки фізико-хімічних і біохімічних факторів ґрунтів, води та рослинності. Низький показник нітритів у питній воді агронавантаженої території якраз можна пояснити активним засвоєнням їх рослинами, а високий вміст як нітритів, так і нітратів у техногенно-навантаженої території – господарською діяльністю і забрудненням. Низьке нітратне забруднення води заповідника є закономірним, а його зростання у урбанізованій та агронавантаженої територіях пов'язано з комунальними та сільськогосподарськими викидами.

Висновки

П'ятирічні дослідження вмісту нітритів і нітратів у питній воді Кременецького району показали, що найменший вміст нітритів був у питній воді на агронавантажений території, в заповідній і урбанізованій приблизно однаковий, а на техногенно-навантажений – найвищий. Вміст нітратів найменшим був у воді з заповідника Медобори, а на урбанізованій, агронавантажений та техногенно-навантажений територіях зростав, і в останній він є найвищим.

Виявлені закономірності, ймовірно, залежать від низки фізико-хімічних і біохімічних факторів ґрунтів, води і рослинності та рівня викидів азотних сполук унаслідок комунальної, сільськогосподарської та техногенної діяльності.

1. *Вода питьевая. Методы анализа. Государственные стандарты СССР.* – М., 1984. – 324 с.
2. *Колесник И.А.* Состояние химического загрязнения рек Украины и его динамика во второй половине XX столетия / И.А. Колесник // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – К.: Ніка-Центр, 2000. – Т.1. – С. 72–77.
3. *Куценко С.А.* Основы токсикологии / С.А. Куценко. – С.-Пб., 2002. – 818 с.
4. *Лакин Г.Ф.* Биометрия / Г.Ф. Лакин. – М.: Высш. школа, 1990. – 352 с.
5. *Подобівський С.С.* Ресурси, населення, економіка та екологія Кременеччини / Подобівський С.С., Бондаренко Т.Є. – Кременець, 1995. – С. 9–11.
6. *Свинко Й.М.* Нарис про природу Тернопільської області: геологічне минуле, сучасний стан / Й.М. Свинко. – Тернопіль: Навчальна книга–Богдан, 2007. – С. 114–117.
7. *Тараріко О.Г.* Нітратне забруднення поверхневих та ґрунтових вод у агроландшафтах лісостепу України / О.Г. Тараріко, С.С. Коломієць, М.В. Яцик // Донецький вісник Наук. тов-ва ім. Т. Шевченка. – Т. 20: Мат. Всеукр. наук.-практ. конф. "Медико-біологічні студії екосистем", 4-5 січня 2008 р., м. Донецьк. – Донецьк, 2008.
8. *Федоренко О.І.* Основи екології: Підручник / О.І. Федоренко, О.І. Бондар, А.В. Кудін. – К.: Знання, 2006. – С. 266.
9. *Черняхівський Г.* Кременеччина від давнини до сучасності / Г. Черняхівський. – Кременець: Папірус, 1999. – С. 11–12.

Л.В. Собко

Кременецкий областной гуманитарно-педагогический институт им. Тараса Шевченко, Украина

ДИНАМИКА СОДЕРЖАНИЯ НИТРАТОВ И НИТРИТОВ В ПИТЬЕВОЙ ВОДЕ КРЕМЕНЕЦКОГО РАЙОНА В ВЕСЕННЕ–ЛЕТНИЙ ПЕРИОД

Исследования содержания нитритов и нитратов в питьевой воде Кременецкого района на протяжении 2005–2009 гг. показали, что наименьшее количество нитритов содержится в питьевой воде аграрной территории, в заповедной и урбанизированной – приблизительно одинаковое, а в техногенной – наивысшее. Содержание нитратов было наименьшим в воде из заповедника Медоборы, в воде урбанизированной, аграрной и техногенной территорий возрастало, а в последней было наивысшим.

Ключевые слова: нитраты, нитриты, питьевая вода, Кременецкий район

L.V. Sobko

Kremenets Regional Humanitarian-Pedagogical Institute of the Name of Taras Shevchenko, Ukraine

DYNAMICS OF MAINTENANCE OF NITRATE AND NITRITE IN DRINKING-WATER OF KREMENETS DISTRICT IN A SPRING–SUMMER PERIOD

Researches of maintenance of nitrites and nitrates in the drinking-water of Kremenets district during 2005–2009 rotined that the least amount of nitrites is in the drinking-water of agrarian territory, in a commandment and urbanized approximately identical, and technogenic – the greatest. A table of contents of nitrates was the least in water from the preserve of Medobory and on the territories urbanized, agrarian and technogenic increased, and in the last was the greatest.

Key words: nitrates, nitrites, drinking-water, Kremenets district

УДК 597.583.1:639.2

В.В. СОНДАК

Національний університет водного господарства та природокористування
вул. Соборна 11, Рівне 03300, Україна

СТИР-ГОРИНСЬКИЙ РИБОВІДТВОРЮВАЛЬНИЙ КОМПЛЕКС – ОСНОВА ПРИРОДНОГО РЕЗЕРВАТУ «ЗАХІДНЕ ПОЛІССЯ»

Показано, що Стир-Горинський рибовідтворювальний комплекс є головним постачальником аборигенної іхтіофауни для рр. Прип'ять, Дніпро та Київського водосховища.

Ключові слова: іхтіофауна, Стир-Горинський рибовідтворювальний комплекс

Ідея про те, що важливим постачальником аборигенної іхтіофауни водосховищ є придаткова мережа, набула нової актуальності у зв'язку з втратою навесні 2010 р. у Київському водосховищі сотень тон риби.

Внаслідок перекриття греблею р. Дніпро при створенні Київської ГЕС і ліквідації для його прохідної іхтіофауни міграційного шляху вниз до естуарних ділянок, Західнобузько-Прип'ятський гідроекологічний коридор, що простягається від р. Західний Буг до греблі Київського водосховища, набув особливого екологічного значення. Західнобузько-Прип'ятський гідроекологічний коридор, до складу якого входять річки: Стир, Горинь, Турія, Вижівка, Прип'ять, Дніпро, Національні природні парки "Шацький" та "Припять-Стохід" став самостійним фауністичним комплексом з гідрологічної, іхтіологічної та санітарної точок зору, а Стир-Горинський рибовідтворювальний комплекс почав відігравати провідну роль в силу того, що: рр. Стир, Горинь, Случ – найбільші правобережні притоки р. Припять; через них поєднуються Подільська височина і Поліська низовина, басейни Чорного та Балтійського морів, включно іхтіофауна; зберігаючи генофонд аборигенної іхтіофауни Західного Полісся України, Стир-Горинський рибовідтворювальний комплекс є притулком для зимівлі та нересту не лише своїх риб, а також іхтіофауни з Прип'яті та Дніпра, рибам з річок Ясельда, Птича, Случ з Білорусі.

Особливо це стосується збереження маточного поголів'я реофільної іхтіофауни, оскільки завезення плідників з інших регіонів буде вносити сторонню генетичну інформацію і зростуть ризики. Тому збереження та підвищення статусу цього міждержавного резервату для аборигенної іхтіофауни – вимога сьогодення.

Дослідження були проведені у зв'язку з кризовим зменшенням у річковій мережі поліського регіону видового різноманіття та кількості рибопродукції, яка знизилася за десятиріччя 1991-2000 рр. у 12 разів, з 64,5 т до 4,5 т.

Матеріал і методи досліджень

Район досліджень: русла рр. Стир, Іква (нижче м. Млинів), руслові водосховища Хрінницьке (р. Стир), Млинівське (р. Іква); рр. Горинь, Случ (нижче водосховища в мікрорайоні "Смолка" м. Новоград-Волинський) та Басівкутське на р. Устя (ліва притока р. Горинь) в районі м. Рівне.

Дослідження (контрольні наукові облови зимувальних ям) здійснювали на виконання дослідної програми Інституту рибного господарства НААН України (№ державної реєстрації 0196U023118) протягом 2006-2008 рр. шляхом відбору і опрацювання іхтіологічного матеріалу з застосуванням загальноприйнятих методик на основі дозволів на спеціальне використання риби та інших водних живих ресурсів №002 від 17.08.07 р., №007 від 18.03.08 р., виданих Державним Комітетом рибного господарства України. Загалом було відібрано більше 4,5 тис. екземплярів риб різних видів.

Результати досліджень та їх обговорення

У результаті меліоративного та гідробудівництва у басейнах рр. Горинь, Стир та їх приток на ділянках акваторій водосховищ та їх придаткових систем практично зниклими прохідні та реофільні елементи іхтіофауни. У водосховищах освоїлися і створили багаточисельні популяції лімнофільні види риб. Майже повністю зникли такі види як: вирезуб, мінога українська, марена дніпровська, підуст, бистрянга, чехоня. У сучасній трансформованій річковій мережі поки-що зберігають іхтіофауну реофільного комплексу такі локалітети: ділянка р. Случ від греблі в мікрорайоні "Смолка" м. Новоград-Волинський до впадіння в р. Горинь, в районі с. Велюнь; р. Іква від греблі Млинівського водосховища до впадіння в р. Стир та р. Случ від греблі Хрінницького водосховища до с.

Торговиця. Це пов'язано з стабілізацією і покращенням якості води у водосховищах, сприятливим кисневим режимом за греблею водосховищ, зростанням швидкості течії до 0,4–0,5 м/с, твердим дном без мулових відкладів-відсутністю десорбції з мулів забруднюючих речовин у придонні шари водного середовища та відкритістю міграційних шляхів (нерестових, кормових, зимувальних) для іхтіофауни. Зберігають генофонд реофільної іхтіофауни регіону також гирлові ділянки рр. Стир та Горинь завдяки дрефту у нижні течії річок з їх верхів'я кормових гідробіонтів, молоді риби та плідників, включно з рр. Прип'ять, Дніпро і Київського водосховища, які заходять сюди на зимівлю та відтворення (табл., рис.).

У сучасних умовах рибе населення основних водойм басейну рр. Стир, Горинь представлене десятима родинами, до яких належать 34 види (29 види аборигенні, 5 – вселені). При цьому, частка іхтіофауни реофільного комплексу (згідно класифікації Нікольського Г.В.) в середньому становить 9,2%, рео-лімнофільної – 9,7% ($\Sigma 18,9\%$), лімно-реофільної – 9,2%, лімнофільної – 71,9% ($\Sigma 81,1\%$), що свідчить про поступове витіснення традиційно цінних промислових видів риби реофільного та рео-лімнофільного комплексу лімнофільним [1, 4–6,].

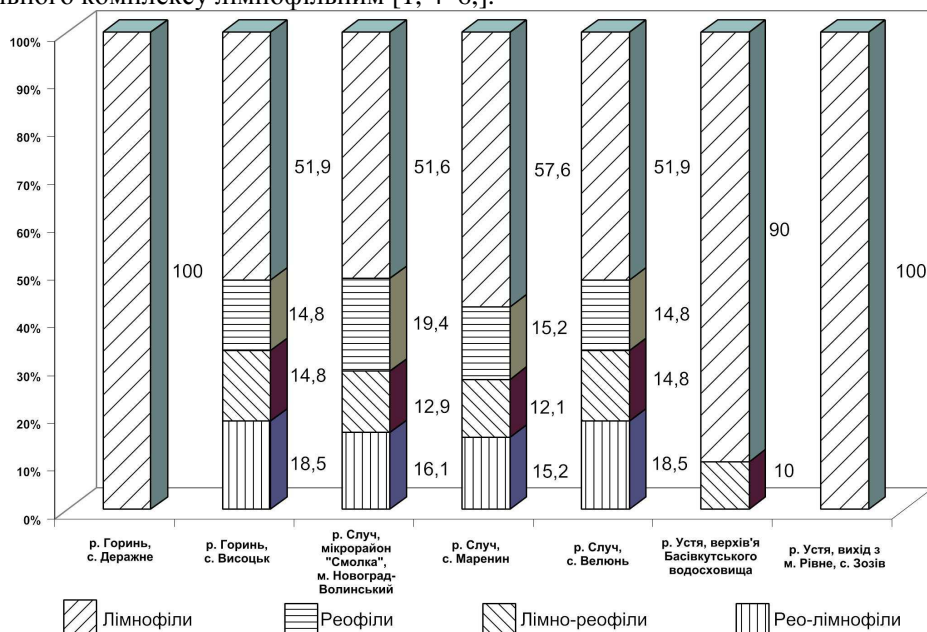


Рис. Структура основних екологічних груп риби рр. Горинь, Случ, Устя згідно класифікації Нікольського Г.В. (2005-2008 рр.).

Звертає на себе увагу домінування 8 промислово цінних видів риби на всіх досліджуваних ділянках. Видами-домінантами є: карась сріблястий, щука, плітка, верховодка, краснопірка, плоскирка, лящ, окунь. Таке поширення названих вище видів говорить про сприятливість умов для існування фітофільної групи риби і несприятливість для реофілів [1, 4, 5].

Реофільні види риби – головень, в'язь, білізна, підуст, пічкур, йорж-носар, рибець, щиповка трапляється досить рідко. Багато- або малочисельні популяції цих видів трапляється лише у р. Случ на ділянці від греблі в мікрорайоні "Смолка" м. Новоград-Волинський до впадіння в р. Горинь, а також у р. Іква на ділянці від греблі Млинівського водосховища до впадіння в р. Стир. Найбільше видове різноманіття реофільних риби, що спостерігається у рр. Стир, Іква, Случ на ділянках після гребель водосховищ, пояснюється покращенням кисневим режимом та підвищеною швидкістю течії. При цьому, тут спостерігаються навіть популяції марени дніпровської, яка вважається зниклою у басейні р. Горинь і занесена до Червоної книги України.

Виходячи з зазначеного, можна з високою вірогідністю вважати, що водосховища (окрім Басівкутського) для басейну рр. Горинь, Стир у цілому та аборигенної іхтіофауни зокрема, відіграють роль «концентраторів» токсичних елементів та фактично є своєрідними біологічними фільтрами. В них проходить седиментація зависів, покращення та стабілізація якості води. Про це свідчить відновлення після водосховищ вниз за течією популяцій зникаючих та вразливих видів риби, які є біологічними індикаторами якості водного середовища: білізни, сома, головня, в'язь, підуста, марени дніпровської, карася звичайного тощо [1, 4, 5, 6].

Сучасний розподіл іхтіофауни реофільного і лімnofільного комплексу в басейні р. Горинь за створами спостережень (2005–2008 рр.)

№ з/п	Вид риб	Досліджувані райони в басейнах річок *						
		р. Горинь		р. Случ			р. Устя	
		р. Горинь, с. Деражне	р. Горинь, с. Висоцьк	р. Случ, мікрорайон «Смолка», м. Новогра д-Волинський	р. Случ, с. Маренин	р. Случ, с. Велюнь	р. Устя, верхів'я Басівкутського водосховища	р. Устя, вихід з м. Рівне с. Зозів
1	Марена дніпровська	—	+	++++	++++	+	—	—
2	Рибець	—	+	++++	++	+	—	—
3	Підуст	—	+	+++	++++	+	—	—
4	Щиповка звичайна	—	—	++++	++++	—	—	—
5	Вугор європейський	—	+	+	—	+	—	—
6	Йорж-носар	—	—	+++	+++++	—	—	—
7	Головень	—	+	+++++	+++++	+	—	—
8	В'язь	—	+	++	+	+	—	—
9	Білизна	—	+	+++	++	+	—	—
10	Пічкур	—	+++	+++++	+++++	+++	—	—
11	Миньок	—	+	+++	+++	+	—	—
12	Бичок-пісковик	—	++	++++	+++++	++	—	—
13	Сом європейський	—	+	++++	+++	+	—	—
14	Йорж звичайний	—	++	++++	+++	++	+	—
15	Судак	—	+	++	+	+	—	—
16	Щука	++	+++	+++	+++	+++	—	—
17	Плітка	+++	+++	+++++	++++	+++	+++	—
18	Краснопірка	+	++	++++	+++	++	+	—
19	Вівсянка	—	—	+++	++	—	—	—
20	Лин	—	+	++	++	+	+	—
21	Верховодка	+++	+++	+++++	+++++	+++	+++	+++
22	Плоскирка	—	+++	+++++	+++++	+++	+++	—
23	Лящ	++	+++	++++	++	+++	++	—
24	Гірчак	—	—	++++	+++	—	—	—
25	Карась звичайний	—	—	+	++	—	—	—
26	Карась сріблястий	+	++	++	++	++	++	+
27	Короп (сазан)	—	+	++	++	+	—	—
28	Товстолоб білий	—	+	—	—	+	—	—
29	Товстолоб строкатий	—	+	—	—	+	—	—
30	Амур білий	—	+	—	—	+	—	—
31	В'юн	—	—	+	+	—	—	—
32	Колючка триголкова	—	—	+++	+++	—	—	—
33	Окунь звичайний	+++	+++	+++++	+++++	+++	+++	++
34	Ротан головешка	—	+	++++	++++	+	+	+++
Розподіл за екологічними групами риб								
Іхтіофауна реофільного комплексу		0	9	11	10	9	0	0
Іхтіофауна лімnofільного комплексу		6	18	20	23	18	10	4
Видове різноманіття		6	27	31	33	27	10	4
Кількість проаналізованих особин, екз.		304	432	1462	1253	421	339	297

Примітка: оковимірювальна шкала + – вид трапляється поодиноким; ++ – вид трапляється рідко; +++ – вид трапляється часто; ++++ – вид трапляється дуже часто; +++++ – вид трапляється масово.

Висновки

У сучасних умовах рибе населення основних водойм Стир-Горинського рибовідтворювального комплексу представлено 10 родинами, до яких належать 34 види, 29 з яких аборигенні. Однак повноструктурні популяції, здатні до відтворення, мають тільки 13 видів, 8 з яких промислово цінні. Решта знаходяться у пригніченому стані, особливо риби реофільного комплексу. Зникнення типових представників аборигенної іхтіофауни та заміщення вільних екологічних ніш видами риб, які мають більшу екологічну валентність, свідчить про поступове витіснення традиційно цінних промислових видів риб реофільного комплексу лімnofільним.

Ділянки річок, які ще зберігають генофонд реофільної іхтіофауни, необхідно включити до природно-заповідного фонду, створивши умови для захисту та реабілітації раритетної іхтіофауни.

1. *Відновна іхтіоекологія (реабілітація аборигенної іхтіофауни природних водойм України)* / за ред. Й.В. Гриба, В.В. Сондака. – Рівне: Волинські обереги, 2007. – 630 с.
2. *Пенязь В.С.* Рыбы реки Припяти / В.С. Пенязь // Ученые записки. Вып. 33. – Минск: изд.-во Белгосуниверситета, 1957. – С. 107–146.
3. *Правдин И.Ф.* Руководство по изучению рыб / И.Ф. Правдин. – М.: Пищ. пром-сть, 1966. – 376 с.
4. *Сондак В.В.* Відновна іхтіоекологія природних водойм Західного Полісся України / В.В. Сондак – Рівне: Волинські обереги, 2008 – 296 с.
5. *Сондак В.В.* Проблемы ренатурализации ихтиофауны в бассейнах рек Западного Полесья Украины / В.В. Сондак // Рыбное хозяйство. – К., 2009. – № 66. – С. 184–191.
6. *Сондак В.В.* Формування видового складу іхтіофауни басейну р.Стир / В.В. Сондак, В.О Мосніцький., В.А. Поліщук, О.В Волкошовець // Рыбное хозяйство. – К., 2009. – № 67. – С. 191–198.

В.В. Сондак

Национальный университет водного хозяйства и природопользования, Ровно, Украина

СТЫРЬ-ГОРИНСКИЙ РЫБОВОССТАНОВИТЕЛЬНЫЙ КОМПЛЕКС – ОСНОВА ЕСТЕСТВЕННОГО РЕЗЕРВАТА «ЗАПАДНОЕ ПОЛЕСЬЕ»

Показано, что Стирь-Горинский рыбновосстановительный комплекс является главным поставщиком туводной ихтиофауны для рр. Припять, Днепр и Киевского водохранилища.

Ключевые слова: ихтиофауна, Стирь-Горинский рыбозаводный комплекс

V.V. Sondak

National University of Water Management and Nature Resources, Rivne, Ukraine

STYR-HORYN FISH REPRODUCTION COMPLEX – BASIS NATURAL REZERVAT «WESTERN POLISSYA»

The Styr-Horyn fish reproduction complex as one of the main suppliers of aborigine ichthyofauna for rr. Prypyat, Dnieper and Kyiv water reservoir is investigated.

Key words: ichthyofauna, Styr-Horyn fish reproduction complex

УДК 574.57+547.64

Т.В. СОРОКА

Тернопільський національний педагогічний університет ім. Володимира Гнатюка
вул. М. Кривоноса, 2, Тернопіль, 46027, Україна

ВМІСТ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ В АБІОТИЧНИХ КОМПОНЕНТАХ Р. ЗБРУЧ ВОСЕНИ

У статті наведені дані щодо вмісту важких металів у воді, донних відкладах і прибережних ґрунтах гідроекосистеми р. Збруч з поясненням причин їх міграції в досліджуваних середовищах у осінні місяці.

Ключові слова: важкі метали, концентрація, вода, донні відклади, прибережний ґрунт, р. Збруч

Абіотичні компоненти гідроекосистем є важливим джерелом інформації при здійсненні моніторингу за станом водних об'єктів. При потраплянні у водойми забруднювачів різного характеру спостерігається їх перехід з одного середовища в інше [1, 7, 8]. Високою міграційною здатністю володіють важкі метали (ВМ), тому контроль за їх вмістом у водних екосистемах є одним з пріоритетних напрямів охорони довкілля [8]. Осінній період характеризується відмиранням значної кількості прибережної біоти та гідробіонтів та зміною фізико-хімічних характеристик водойм, у зв'язку з чим виникає інтерес до визначення вмісту ВМ у воді, прибережних ґрунтах та донних відкладах [5, 7, 10], що може викликати погіршення якості води і становити екоотоксикологічну загрозу [2, 4].

Метою цієї роботи є визначення вмісту ВМ (Zn, Mn, Fe, Cu, Pb, Co, Ni, Cd) у воді, донних відкладах та прибережних ґрунтах р. Збруч, що протікає у південно-західній частині Поділля на межі Волочиського р-ну Хмельницької обл. та Підволочиського р-ну Тернопільської області [9].

Матеріал і методи досліджень

Дослідження проведені у вересні-листопаді 2009 р. Для визначення вмісту Zn, Mn, Fe, Cu, Pb, Co, Ni та Cd у воді, донних відкладах річки та прибережних ґрунтах їх зразки відбирали поблизу м. Волочиськ Хмельницької обл. Проби води відбирали з поверхневого горизонту водойм, а проби прибережних ґрунтів та донних відкладів – на глибині близько 50 см. Воду фільтрували через мембранний фільтр з розміром пор 0,45 мкм, концентрували у 10 разів і визначали вміст ВМ. Спалювання та підготовку для аналізу зразків прибережних ґрунтів та донних відкладів здійснювали за методикою Мур Дж. В., Рамамурті С. [8]. Зразки висушували в термостаті при температурі 105°C та розтирали в фарфоровій ступці до порошкоподібного стану. Валовий вміст важких металів визначали так: абсолютно сухий ґрунт (або мул) масою 0,25 г поміщали в платиновий тигель, додавали суміші HF і HClO₄ (по 2,5 мл кожної кислоти) та випаровували насухо, до сухого залишку додавали 2,5 мл HF і 0,25 мл HClO₄ і нагрівали до виділення білої пари, знову додавали 0,25 мл HClO₄; залишок розчиняли в 2,5 мл HNO₃. Розчинні форми ВМ визначали так: абсолютно сухий ґрунт (або мул) масою 0,5 г змочували водою об'ємом 0,5 мл, додавали 10 мл HNO₃ і нагрівали при температурі 105°C протягом 2-х год. Після охолодження до суміші додавали 3 мл 30 % H₂O₂ і нагрівали протягом 1 год, згодом фільтрували і розводили водою до об'єму 50 мл. В отриманих нітратних розчинах визначали вміст ВМ методом атомно-абсорбційної спектрофотометрії на спектрофотометрі С-115 при відповідних довжинах хвиль, які відповідали максимуму поглинання кожного з досліджуваних металів. Вміст металів виражали в мг на 1 кг сухої маси досліджуваних зразків.

Статистичне опрацювання одержаних даних здійснювали за методом [6].

Результати досліджень та їх обговорення

Вода. В досліджуваній воді нами виявлено такий вміст ВМ (рис. 1).

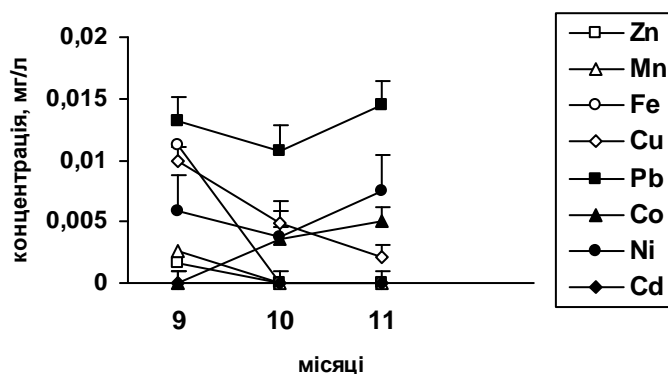


Рис.1. Валовий вміст ВМ у воді р. Збруч (M±m, n=9)

Встановлено, що фонові значення (табл.) протягом усього досліджуваного періоду перевищує вміст Cu, Pb та Ni. Концентрація таких металів у воді як Mn, Fe, Cd та Zn у жовтні-листопаді щодо вересня настільки зменшується, що виявлено лише їх сліди. Зменшується концентрація Cu та збільшується Co, динаміка вмісту Pb і Ni практично не змінюється. Отже, вміст важких металів у воді восени є досить низьким, протягом трьох місяців змінюється незначно, хіба-що зростає вміст кобальту, а міді і заліза – значно знижується. Як стабільно високий вміст свинцю, так і зменшення вмісту у воді більшості металів пов'язуємо з біотичними і фізико-хімічними процесами: відмирання планктону та водоростей і осідання органічних речовин, що зв'язують і осаджують метали у

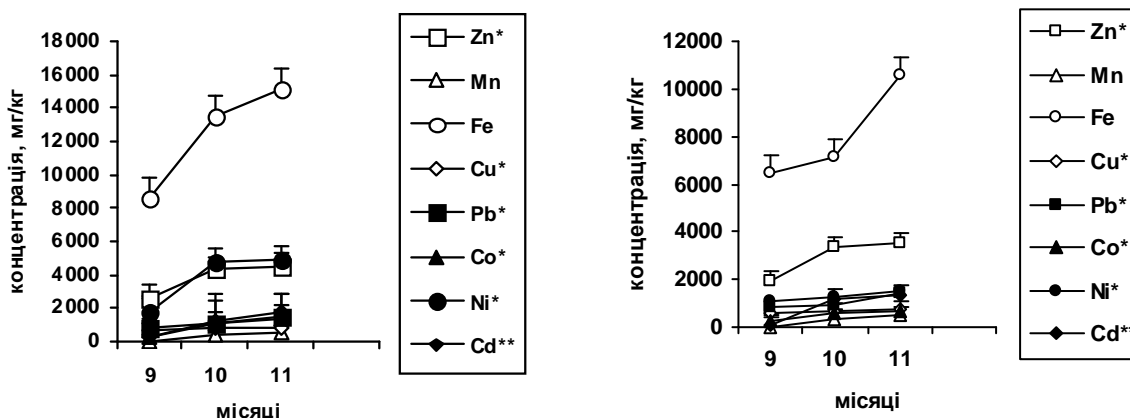
комплексах з різною швидкістю, що залежить від комплексоутворюючих властивостей металів [1, 3, 9]. Це підтверджує динаміка вмісту металів у донних відкладах.

Таблиця

Стандартні фонові значення концентрацій металів для складових водного середовища (за [7])

Складові водного середовища	Метали							
	Cu	Co	Cd	Pb	Ni	Fe	Mn	Zn
Вода, мг/дм ³	0,002	0,008	0,0001	0,003	0,003	0,1	0,1	0,015
Прибережний мул, мг/кг	20	1,8	0,1	50	50	1700	1500	50

Донні відклади. В донних відкладах р. Збруч нами виявлено такий вміст ВМ (рис. 2).



а

б

Рис. 2. Динаміка вмісту ВМ у донних відкладах р. Збруч: а) валова форма; б) рухома форма. * – $\times 10^{-2}$, ** – $\times 10^{-3}$ ($M \pm m$, $n=9$)

У донних відкладах фонові значення протягом всієї осені багаторазово перевищують вміст Fe та Co, а Cd – у жовтні-листопаді. Досліджуваний період характеризується збільшенням концентрації всіх ВМ у донних відкладах, причому зростає вміст і валової, і рухомої форм.

Співвідношення відношення кількості валової і рухомої форм ВМ у донних відкладах (рис. 3).

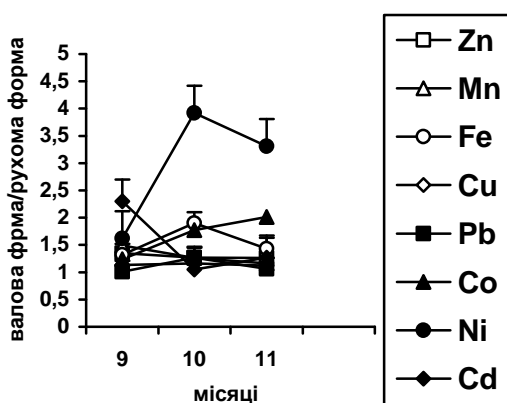


Рис. 3. Динаміка відношення валової і рухомої форм металів у донних відкладах р. Збруч восени ($M \pm m$, $n=9$)

Зростання вмісту важких металів у донних відкладах, очевидно, є наслідком їх надходження з планктону та рослин, що масово відмирають з настанням холодів [1–3, 5]. Тому спочатку зростає вміст рухомої форми, а у листопаді метали поступово зв'язуються з їх органічними компонентами і переходять у зв'язану форму. Це підтверджується високим вмістом незв'язаного свинцю, що має низьку комплексоутворюючу здатність [2, 7, 8]. Високий вміст заліза, цинку і свинцю пов'язаний як з їх геологічним, так і техногенним походженням [7, 10].

Прибережні ґрунти. У прибережних ґрунтах р. Збруч виявлено такий вміст ВМ (рис. 4).

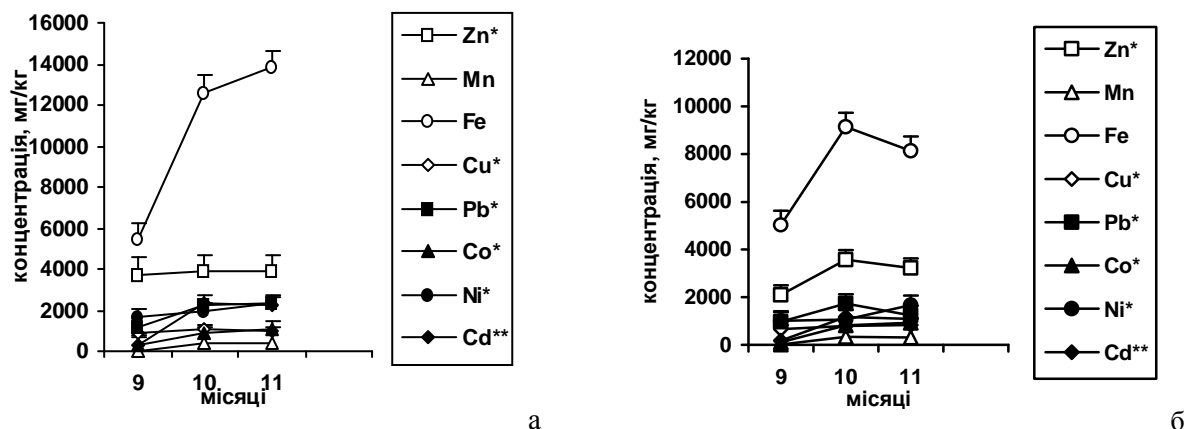


Рис. 4. Вміст ВМ у донних відкладах р. Збруч: а) валова форма; б) рухома форма. * – $\times 10^{-2}$, ** – $\times 10^{-3}$ ($M \pm m$, $n=9$)

Перевищення фонових значень важкими металами у прибережних ґрунтах аналогічно з донними відкладами. Щодо вмісту ВМ, то він характеризується значно вищою динамічністю, ніж у донних відкладах. Концентрація валової форми Cu, Cd та Zn збільшується у жовтні щодо вересня, однак у листопаді зменшується, а Pb, Mn, Fe, Co та Ni – збільшується протягом усього періоду дослідження. Щодо рухомої форми ВМ, то збільшення характерне для Cu, Co та Ni, а коливання вмісту – для Pb, Mn, Cd та Zn. Найбільше виявлено заліза та цинку, що пояснює їх походження та високий рівень в донних відкладах. Зростання вмісту ВМ в ґрунтах з вересня до листопада можна пояснити тільки відмиранням рослин, про що свідчить зменшення вмісту рухомої форми, що поступово зв'язується органічними рештками за рахунок гниття решток рослин (рис. 5).

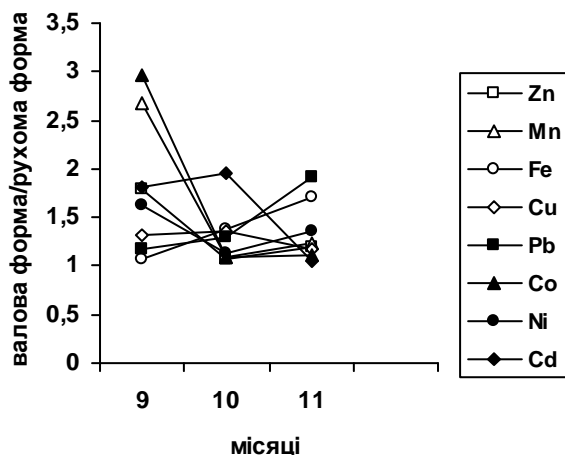


Рис. 5. Динаміка відношення валової і рухомої форм металів у прибережних ґрунтах р. Збруч восени

Висновки

З отриманих даних прослідковується тенденція протікання процесу вимивання металів з ґрунтів як результат зменшення (припинення) інтенсивних біотичних процесів у осінній і передзимовий період та розкладання органічних речовин, що здатні утворювати з металами стійкі комплекси і утримувати їх в ґрунті. Затримування важких металів у воді не відбувається у зв'язку з тими самими причинами, що і в ґрунті, а має місце їх швидке осідання у донні відклади водойми, де вони поступово (найбільше у листопаді) зв'язуються з органічними речовинами – рештками розкладання вищих водяних рослин і планктону. Швидкість фіксації ВМ у донних відкладах, насамперед, визначається їх комплексують здатністю з цими речовинами [7, 10]. Можна вважати, що восени токсичність води у р. Збруч зменшується, а донних відкладів – зростає.

1. Альохіна Т.М. Вміст важких металів у воді та донних відкладах річки Інгулець / Т.М. Альохіна, А.О. Бобко, І.М. Малахов // Гідробіол. журн. – 2008. – Т. 44, №3. – С. 114–120.
2. Бражник О. Характеристика стану водних об'єктів Тернополя та Хмельницького / О. Бражник // Екологічний вісник. – 2003. – №3-4. – С. 31–32.

3. *Бреховских В.Ф.* Тяжелые металлы в донных отложениях Иваньковского водохранилища / В.Ф. Бреховских, З.В. Волкова, А.Г. Кочерян // Водные ресурсы. – 2001. – Т. 28, № 3. – С. 310–319.
4. *Возняк О.* Токсична дія речовин дорожно-транспортного комплексу на організм людини / О. Возняк // Біологія і хімія в школі. – 2008. – № 5/6 – С. 17–19.
5. *Козуля Т.В.* Особливості поведінки техногенних елементів у ґрунтах різних фацій долинних ландшафтів середньої течії р. Сів. Донець: автореф. дис. ... канд. географ. наук / Т.В. Козуля. – Харків, 1999. – 19 с.
6. *Лакин Г.Ф.* Биометрия / В.Ф. Лакин. – М.: Высшая школа, 1980. – 343 с.
7. *Линник П.Н.* Формы миграции металлов в пресных поверхностных водах / Линник П.Н., Набиванец Б.И.. – Л.: Гидрометеониздат, 1986. – С. 186–196.
8. *Мур Дж.* Тяжёлые металлы в природных водах. Контроль и оценка влияния / Мур Дж.В., Рамамурти С. – М.: Мир, 1987. – С.117–133.
9. *Природа Хмельницької області* / за ред. К.І. Геренчука. – Львів: Вища школа, 1979. – С. 68–92.
10. *Романенко В.Д.* Основи гідроекології: Підручник / В.Д. Романенко. – К.: Обереги, 2001. – 728 с.

T.V. Soroka

Тернопольский национальный педагогический университет им. Владимира Гнатюка, Украина

СОДЕРЖАНИЕ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В АБИОТИЧЕСКИХ КОМПОНЕНТАХ Р. ЗБРУЧ ОСЕНЬЮ

В статье приведены данные о содержании тяжелых металлов в воде, донных отложениях и прибрежных почвах гидроэкосистемы р. Збруч с объяснением причин их миграции в исследуемых средах в осенние месяцы.

Ключевые слова: тяжелые металлы, концентрация, вода, донные отложения, прибрежная почва, р. Збруч

T.V. Soroka

Ternopil National Volodymyr Hnatiuk Pedagogical University, Ukraine

CONTENTS OF HEAVY METALS IN ABIOTIC COMPONENT IN ZBRUCH RIVER IN AUTUMN MONTHS

This article contains information obtained by the experimental concentrations of heavy metals and an explanation of their migration in the abiotic components of the hydrobiological system in autumn months.

Key words: heavy metals, concentration, water, ground deposits, off-shore soil, Zbruch

УДК 639.3.043:577.115:612.73/74

Г.В. СТАНІСЛАВЧУК

Тернопільський національний педагогічний університет ім. Володимира Гнатюка
вул. Максима Кривоноса, 2, Тернопіль 46027, Україна

ОСОБЛИВОСТІ ДИНАМІКИ ВМІСТУ СЕЛЕНУ ТА АКТИВНОСТІ АНТИОКСИДАНТНИХ ФЕРМЕНТІВ В ОРГАНІЗМІ КОРОПА ЗА РІЗНОГО ВМІСТУ СЕЛЕНУ У ВОДНОМУ СЕРЕДОВИЩІ

В статті представлені результати досліджень залежності між вмістом іонів селеніту у воді і його вмістом в різних органах і тканинах коропа дворічного віку. Встановлено, що підвищення рівня селену у воді в кількості 0,1 мг/дм³; 0,5; 1,0 і 5,0 мг/дм³ призводить до достовірного підвищення його вмісту в зябрах, печінці і скелетних м'язах, а також до достовірного підвищення в зябрах і печінці коропа активності глутатіонпероксидази, а в скелетних м'язах – активності супероксиддисмутази.

Ключові слова: короп, селен, антиоксидантні ферменти

Серед мікроелементів, які відіграють важливу роль у життєдіяльності риб, особливе місце займає селен. Встановлено, що при інтоксикаціях, стресах і патологічних станах в організмі риб посилюються пероксидне окиснення ліпідів (ПОЛ) [1, 7], що призводить до порушення плазматичної мембрани клітин і субклітинних органел. При всіх цих станах селен підвищує

активність антиоксидантної системи, попереджає зміни в структурі і функціях клітинних мембран [2, 4, 12, 18, 21]. Останнім часом встановлено важливу роль селену в життєдіяльності організмів, включно у ставкових риб [19]. Дефіцит селену в раціоні риб призводить до дегенеративних змін у скелетних м'язах, так само, як у скелетних м'язах вищих тварин [7, 11]. Це зумовлено тим, що селен входить до складу глутатіонпероксидази – ключового ферменту антиоксидантного захисту [20]. Вміст селену в організмі тварин в основному залежить від його вмісту у кормах [6, 14, 26], а в організмі риб – також від вмісту селену у воді [22, 23].

У зв'язку з цим науково–практичний інтерес становить дослідження залежності між вмістом селену у воді і його вмістом в тканинах органах і коропа, та його впливу на обмін речовин і фізіологічні функції організму.

Матеріал і методи досліджень

Дослід здійснювали на коропах (*Cyprinus carpio* L.) дворічного віку масою 200–250 г. Коропи були вирощені у ставках рибного господарства Тернопільського рибокомбінату (урочище Залізці). Гідрохімічний режим у ставках відповідав рибницьким вимогам. Риб виловлювали з ставів траловим методом. Першу групу (контрольну) утримували в стаціонарних акваріумах об'ємом 200 дм³ з постійною аерацією води. У лабораторних умовах водопровідну воду для акваріумів відстоювали і насичували до норми киснем. Вміст O₂ становив 7,5±0,5 мг/дм³; CO₂ – 2,5±0,3 мг/дм³; рН – 7,8±0,1. Температуру підтримували аналогічно природній у цей сезон. Тривалість експерименту – 14 діб. У кожному акваріумі утримувалось по 5 риб. Риб під час досліду не годували. Коропів 2-, 3-, 4-, 5-ї груп утримували в аналогічних умовах, додаючи селеніт натрію в кількості 0,1 мг/дм³; 0,5 мг/дм³ та 1,0 мг/дм³ (в перерахунку на аніон) відповідно.

У дослідженнях використовували кров, яку відбирали з серця, зябра, печінку і скелетні м'язи з дорзально-краніальної частини тулуба. Активність антиоксидантної системи в органах і тканинах риб оцінювали за активністю антиоксидантних ферментів: супероксиддисмутази [16], каталази [5], глутатіонпероксидази [8]. Вміст селену в тканинах визначали за інтенсивністю конденсації селенистої кислоти з *o*-фенілендіаміном [17]. Одержані цифрові дані опрацьовували статистично з використанням критерію Ст'юдента.

Результати досліджень та їх обговорення

Встановлено, що вміст селену у досліджуваних тканинах і органах коропа значною мірою залежить від його концентрації у воді та є специфічним для кожного органа і тканини. З наведених у табл. 1 даних видно, що вміст селену у досліджуваних органах і тканинах коропів значною мірою залежить від його концентрації у воді. Ці зміни специфічні для кожної тканини та органу риб окремо за напрямком і ступенем.

Таблиця 1

Вміст селену в досліджуваних тканинах та органах коропа дворічного віку за різного вмісту іонів селеніту у воді (M±m, n=5)

Вміст Se, мкг/г тканини	Групи риб, концентрація селену у воді				
	1 контроль	2 0,1мг/дм ³ Se ⁴⁺	3 0,5мг/дм ³ Se ⁴⁺	4 1мг/дм ³ Se ⁴⁺	5 5мг/дм ³ Se ⁴⁺
Кров	1,38±0,07	1,34±0,01	1,29±0,03	1,27±0,07	2,24±0,012***
Зябра	0,55±0,01	0,87±0,05**	0,77±0,04***	0,82±0,06***	1,48±0,04***
Печінка	0,92±0,06	1,39±0,06***	1,62±0,08***	1,72±0,06***	1,59±0,09***
Скелетні м'язи	1,03±0,07	0,94±0,05*	1,47±0,01***	1,41±0,07**	1,78±0,04***

Примітки: тут і в наступних таблицях вірогідність різниці порівняно з контролем: *–p<0,05; **–p<0,01; ***–p<0,001.

Так, вміст селену у зябрах коропів, підвищується при внесенні його у воду в кількості 0,1 мг/дм³ на 58% (p<0,01), залишається приблизно на тому самому рівні при внесенні селену в кількості 0,5 мг/дм³ і 1 мг/дм³ та підвищується на 84% при внесенні його у воду в кількості 5 мг/дм³ (p<0,001). З цих результатів випливає, що зябра риб здатні поглинати селен з води на щодня постійному рівні при його концентрації у воді 0,1–1,0 мг/дм³. Підвищення концентрації селену у воді до 5 мг/дм³ призводить до збільшення його поглинання зябрами. Ці результати свідчать про залежність між концентрацією селену у водному середовищі і його поглинанням зябрами коропів, завдяки чому

забезпечується селективне накопичення іонів окремих хімічних елементів в організмі риб, при збільшенні їх концентрації у воді [9, 24, 25].

Вміст селену у печінці коропів, які утримувалися у воді, з 0,1 мг/дм³; 0,5; 1 та 5 мг/дм³ селену був відповідно на 51%; 76; 87 і 72% більшим ($p < 0,01$), ніж у печінці коропів контрольної групи. З цих результатів випливає, що печінка здатна підтримувати концентрації селену на щодня постійному рівні при високій (0,5–5,0 мг/дм³) концентрації його у воді.

Різниця у вмісті селену в скелетних м'язах коропів при внесенні його у воду в кількості 0,1 мг/дм³ істотно не відрізняється від контролю ($p < 0,05$), а при додаванні селену в кількості 0,5 мг/дм³; 1; 5 мг/дм³ він був відповідно на 43,7%; 36,9; і 72,8% більшим, ніж у скелетних м'язах риб 2-ї групи ($p < 0,01$ – 0,001). З цих результатів випливає, що вміст селену у скелетних м'язах коропів при підвищенні його концентрації у воді збільшується одночасно з збільшенням його вмісту у зябрах, а здатність скелетних м'язів до регуляції вмісту селену при високій його концентрації у воді менша, ніж у печінці.

Різниця в концентрації селену у крові коропів при внесенні його у воду в кількості 0,1 мг/дм³; 0,5 мг/дм³ та 1,0 мг/дм³ порівняно з контролем невірогідні ($p < 0,5$). Це свідчить про високу здатність коропових риб до регуляції гомеостазу селену в організмі при збільшенні його вмісту у воді і тканинах риб, зокрема у печінці і скелетних м'язах. Проте при концентрації селену у воді 5 мг/дм³ його рівень у крові підвищується в два рази ($p < 0,001$), що, ймовірно, зумовлено посиленням поглинання селену зябрами.

Загалом, одержані результати свідчать про здатність досліджуваних органів і тканин коропів підтримувати щодо постійний вміст селену при концентрації його у воді в межах 0,5–1,0 мг/дм³. При концентрації селену у воді 5 мг/дм³ його вміст у крові коропів збільшується більшою мірою, ніж у інших тканинах. Вміст селену в крові коропів істотно не змінюється при концентрації селену у воді 0,1 мг/дм³; 0,5 мг/дм³ і 1 мг/дм³ і підвищуються при концентрації його у воді 5 мг/дм³. Вміст селену в зябрах і печінці коропів був вірогідно більший при його концентрації у воді 0,1 мг/дм³, а у скелетних м'язах – при концентрації селену у воді 0,5 мг/дм³ порівняно до його вмісту в органах і тканинах риб контрольної групи. Вміст селену в цих тканинах коропів щодо мало збільшується при концентрації селену у воді 0,5 мг/дм³ і 1,0 мг/дм³ та значно зростає при його концентрації у воді 5 мг/дм³.

Аналіз літературних даних свідчить про існування меншою мірою двох етапів біологічної акумуляції іонів селену і інших мікроелементів [3, 8, 12]. На першому етапі відбувається досить швидке поглинання селеніту з води внаслідок функціонування різних механізмів – від поверхневої сорбції на межі розділення організму та середовища [8] до іонообмінної хімічної взаємодії селеніту з субстратами поверхневих органів [13]. При насиченні цієї ємності накопичення селеніту з водного середовища сповільнюється і починають домінувати інші чинники, які включають обмін речовин в самому організмі, включно швидкість екскреції та інші процеси, що призводять до динамічної рівноваги між надходженням іонів селеніту в організм і їх виведенням [15].

В табл. 2 наведені результати про активність антиоксидантних ферментів у досліджуваних тканинах і органах коропа за різного вмісту селену у воді. З наведених результатів видно, що підвищення рівня селену у воді, незалежно від його концентрації, призводить до різкого підвищення активності глутатіонпероксидази (ГПО) в зябрах дворічок коропів.

Активність ГПО в зябрах коропів 2-, 3- і 4-ї груп була в 1,5 рази більшою ($p < 0,001$) порівняно з її активністю в зябрах риб 1-ї групи.

Необхідно підкреслити, що при цьому виявлено також різке підвищення активності каталази (КТ), яка загалом майже на два порядки була нижчою, ніж активність ГПО. Активність КТ у зябрах дворічок коропів була відповідно в 3,74; 3,31 і 2,85 рази вищою, ніж в зябрах дворічок коропів 1-ї групи.

На відміну від ГПО і КТ різниця в активності супероксиддисмутази (СОД) в зябрах дворічок коропів 2-, 3-ї і 4-ї груп порівняно з її активністю в зябрах коропів 1-ї групи не виявлено ($p < 0,5$). При утриманні дворічок коропів у воді з підвищеним рівнем селену, в його печінці виявлено підвищення активності ГПО. Активність цього ферменту у печінці риб 2-, 3- і 4-ї груп була відповідно в 1,13; 1,34 і 1,61 рази вищою, ніж у печінці риб 1-ї групи ($p < 0,05$; $p < 0,01$; $p < 0,001$ відповідно). При цьому, у печінці дворічок коропів при підвищенні рівня селену значно підвищується активність КТ.

Активність антиоксидантних ферментів у досліджуваних тканинах та органах коропа дворічного віку за різного рівня селену у воді ($M \pm m$, $n=5$)

Ферменти	Групи риб			
	1 Контроль	2 0,1мг/дм ³ Se ⁴⁺	3 0,5мг/дм ³ Se ⁴⁺	4 1мг/дм ³ Se ⁴⁺
Печінка				
ГПО, мкмольGSH/100мг білку*хв	14,44±0,4	16,39±0,65*	19,24±0,91**	23,27±1,12**
КТ, мкмольH ₂ O ₂ /мг білку*хв	0,36±0,02	0,66±0,048***	0,61±0,038***	0,4±0,021
СОД, ум.од./мг білку	6,81±0,32	8,11±0,42*	8,74±0,24**	8,51±0,56*
Скелетні м'язи				
ГПО, мкмольGSH/100мг білку*хв	11,91±0,4	13,23±0,61*	16,42±0,84**	25,96±1,26*
КТ, мкмольH ₂ O ₂ /мг білку*хв	0,35±0,025	0,43±0,03	0,22±0,019**	0,17±0,015***
СОД, ум.од./мг білку	2,82±0,15	4,34±0,15***	4,18±0,17***	4,1±0,22***
Зябра				
ГПО, мкмольGSH/100мг білку*хв	16,5±1,46	25,4±1,49***	25,5±1,19***	24,5±1,15***
КТ, мкмольH ₂ O ₂ /мг білку*хв	0,23±0,013	0,86±0,09***	0,72±0,07***	0,66±0,04***
СОД, ум.од./мг білку	6,28±0,43	5,48±0,38	5,58±0,37	7,04±0,43

Активність цього ферменту в печінці риб 2-ї і 3-ї груп була відповідно в 1,8 і 1,7 рази вищою, ніж у печінці риб 1-ї групи ($p<0,001$), а різниці в активності КТ у печінці риб 4-ї групи порівняно з рибами 1-ї групи не виявлено ($p<0,5$). Разом з тим, у печінці коропа дворічного віку при збільшенні вмісту селену у воді підвищується також активність СОД. Активність цього ферменту у печінці дворічок коропів 2-, 3-ї і 4-ї груп була відповідно в 1,19; 1,43 і 1,39 рази вищою ($p<0,05$; $p<0,01$; $p<0,05$) відповідно, ніж у печінці дворічок коропів 1-ї групи.

Вплив підвищеного рівня селену у воді на активність ГПО у скелетних м'язах дворічок коропа був подібний до зябер і печінки. Її активність у скелетних м'язах риб 2-, 3- і 4-ї груп була відповідно в 1,1; 1,35 і 2,6 рази вищою ($p<0,05$; $p<0,01$; $p<0,05$ відповідно), ніж у скелетних м'язах риб 1-ї групи.

Проте, активність КТ в скелетних м'язах риб 3-ї і 4-ї груп, на відміну від активності КТ в зябрах і печінці, була вірогідно нижчою ($p<0,01$; $p<0,001$ відповідно), ніж у скелетних м'язах риб 1-ї групи, а у скелетних м'язах риб 2-ї групи порівняно з рибами 1-ї групи різниці в активності КТ не виявлено ($p<0,5$).

При цьому активність СОД в скелетних м'язах коропів 2-, 3- і 4-ї груп була відповідно в 1,54; 1,48 і 1,45 разів вищою ($p<0,001$) порівняно з її значеннями в скелетних м'язах риб 1-ї групи. З цих результатів випливає, що у риб дворічного віку селен при підвищенні його вмісту в скелетних м'язах та інших тканинах і органах коропа, призводить до підвищення активності не тільки ГПО, а й СОД.

Висновки

Підсумовуючи, зазначимо, що накопичення селену у тканинах коропа збільшується у такій послідовності: зябра < м'язи < печінка < кров, що з одного боку свідчить про стимулюючий вплив селену на активність не тільки ГПО, а й КТ та СОД, а з іншого – про значні відмінності у впливі селену при різному його рівні у воді та в окремих тканинах і органах коропів.

1. Барабой В. А. Перекисное окисление и стресс / В.А. Барабой. – СПб.: Наука, 1992. – 148 с.
2. Барабой В.А. Селен: биологическая роль и антиоксидантная активность / Барабой В.А., Шестакова Е.Н. // Укр. біохім. журн. – 2004. – Т. 76, № 1. – С. 23–32.
3. Грубінко В. В. Системна оцінка метаболічних адаптацій у гідробіонтів / В.В. Грубінко // Наук. зап. Терноп. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Сер. : Біологія. – 2001. – № 15. – С. 36–39.
4. Журавлев А.И. Биоантиокислители в животном организме / А.И. Журавлев // Биоантиокислители. – М.: Наука, 1975. – Т. 52. – С. 15–29.
5. Королюк М.А. Метод определения активности каталазы / М.А. Королюк // Лаб. дело. – 1988. – №1. – С. 16–19.
6. Кравців Р.Й. Антиоксидантні вітаміни та селен у профілактиці білом'язової хвороби телят / Р.Й. Кравців, А.М. Стадник, М.Г. Личук // Укр. біохім. журн. – 2004. – Т. 76, № 4. – С. 90–99.
7. Кравців Р.Й. Роль селену в життєдіяльності тварин (біологічні, ветеринарно-медичні, екологічні аспекти) / Кравців Р.Й., Янович Д.О. // Біологія тварин. – 2003. – Т. 5, № 1 – 2. – С. 23–38.
8. Моин В. М. Простой и специфический метод определения активности глутатионпероксидазы в эритроцитах / В.М. Моин // Лаб. дело. – 1986. – № 12. – С. 724–727.
9. Меерсон Ф.З. Основные закономерности индивидуальной адаптации / Ф.З. Меерсон // Физиология адаптационных процессов. – М.: Наука, 1986. – С. 10–76.

10. Мур Дж.В. Тяжелые металлы в природных водах: контроль и оценка влияния / Мур Дж.В., Рамамурти С.. – М.: Мир, 1987. – 288 с.
11. Снітинський В. В. Біохімічна роль селену / Снітинський В.В., Антоняк Г.Л. // Укр. біохім. журн. – 1994. –Т. 66, № 5. – С. 3–16.
12. Уильямс Д. Металлы жизни / Д. Уильямс. – М.: Мир, 1975. – 236 с.
13. Федорук Р.С. Фізіологічні механізми адаптації тварин до умов середовища / Федорук Р.С., Кравців Р.Й. // Біологія тварин. – 2003. – Т. 5, № 1 – 2. – С. 75–82.
14. Хенниг А. Минеральные вещества, витамины, биостимуляторы в кормлении сельскохозяйственных животных / А. Хенниг. – М.: Колос, 1976. – 560 с.
15. Хлебович В.В. Аклимация животных организмов / В.В. Хлебович. – Л.: Наука, 1981. – 135 с.
16. Чевари С. Определение антиоксидантных параметров крови и их диагностическое значение в пожилом возрасте / С. Чевари, Т. Андиян, Я. Штенгер // Лаб. дело. – 1991. – №10. – С. 9–13.
17. Шкробот Э.П. Спектрофотометрические методы анализа материалов / Шкробот Э.П., Шебаршина Н.И. – М.: Дом научно-техн. пропаганды, 1966. – 56 с.
18. Arthur J.R. Selenium biochemistry and function / J.R. Arthur // Proceedings of the Ninth International Symposium on Trace Elements in man and Animals. – Ottawa, 1997. – P. 1–5.
19. Artur J. R. Concentrations selenium and selenium deficiency, thyroid metabolism and thyroid hormone deiodinases / J.R. Artur, F.Nicse, G.I.Beckett // Am.J.Clin.Nutr. – 1993. – Vol. 57. – P. 236–239.
20. Flohe L. The selenoprotein glutathione peroxidase / L. Flohe // Glutathione: Chemical, biochemical, and medical aspects. Ed. D. Dolphin, R. Roulson, O. Avramotic. – 1989. – P. 644–731.
21. Foster L.H. Selenium in health and disease: a review / Foster L.H., Sumar S. // Crit.Rev. Food Sci. Nutr. – 1997. – Vol. 37, N 3. – P.211–228.
22. Hamilton S.J. Rationale for a tissue-based selenium criterion for aquatic life / S.J. Hamilton // Ecotox. Environ. Safety. – 2003. – N 56. – P. 201–210.
23. Hamilton S.J. Review of residue-based selenium toxicity thresholds for freshwater fish / S.J. Hamilton // Aquatic Toxicology. – 2002. – N 57. – P. 85–100.
24. Hilton J.W. Effect of increased dietary carbohydrate on selenium metabolism and toxicity in rainbow trout (*Salmo gairdneri*) / Hilton J. W., Hndos P. V. // J. Nutr. – 1983. – Vol. 113. – P. 1241–1248.
25. Hilton J.W. The requirement and toxicity of selenium in rainbow trout (*Salmo gairdneri*) / J.W. Hilton, P.V. Hndos, S.J. Slinger // J. Nutr. – 1980. – V. 110. – P. 2527–2535.
26. Ursini F. Phospholipid hydroperoxide glutathione peroxidase in various mouse organs during selenium deficiency and repletion / F. Ursini, S. Heim, M. Kiess, M. Maiorino, A.Roveri [et. al.] // Science. – 1990. – Vol. 285. – P. 1393–1396.

А. В. Станиславчук

Тернопольский национальный педагогический университет им. Владимира Гнатюка, Украина

ОСОБЕННОСТИ ДИНАМИКИ СОДЕРЖАНИЯ СЕЛЕНА И АКТИВНОСТИ АНТИОКСИДАНТНЫХ ФЕРМЕНТОВ В ОРГАНИЗМЕ КАРПА ПРИ РАЗЛИЧНОМ СОДЕРЖАНИИ СЕЛЕНА В ВОДНОЙ СРЕДЕ

В результате проведенных исследований изучена зависимость между содержанием ионов селенита в воде и его содержанием в различных органах и тканях карпа двухлетнего возраста, а также активностью ферментов антиоксидантной системы. Установлено, что повышение уровня селена в воде в количестве 0,1 мг/дм³; 0,5; 1,0 и 5,0 мг/дм³ приводит к достоверному повышению содержания селена в жабрах, печени и скелетных мышцах в организме карпа и к достоверному повышению в жабрах и печени карпа активности глутатионпероксидазы, а в скелетных мышцах – активности супероксиддисмутазы.

Ключевые слова: карп, селен, антиоксидантная система

A.V. Stanislavchuk

Ternopil National Volodymyr Hnatiuk Pedagogical University, Ukraine

FEATURES OF DYNAMICS THE SELENIUM IN ACTIVITY OF ANTIOXIDANT ENZYMES OF ORGANISM CARP UNDER DIFFERENT LEVEL OF SELENIUM IN WATER ENVIROMENT

Work is devoted research of influence of different concentrations of connections of selenium in a water environment on activity of the antioxidant system in different fabrics and organs of carp of two year age. The increase of maintenance of selenium, increase of activity of glutathione peroxidase is set, catalase and superoxide dismutase in the probed fabrics and organs of carp of two year age at growth of level of selenium in water.

Key words: carp, selenium, antioxidant enzymes

УДК 574.5: 591

Т.Г. СТОЙКО, Ю.А. МАЗЕЙ

Пензенский государственный педагогический университет им. В.Г. Белинского
ул. Лермонтова, 37, Пенза, 440026, Россия

ЗООПЛАНКТОННЫЕ СООБЩЕСТВА ПРУДОВ ПРАВОБЕРЕЖЬЯ СРЕДНЕГО ПОВОЛЖЬЯ: ВИДОВАЯ СТРУКТУРА И ПРОСТРАНСТВЕННО-ВРЕМЕННЫЕ МАСШТАБЫ

В прудах выявлено 127 видов-зоопланктеров (82 – коловраток, 25 – ветвистоусых и 20 – веслоногих раков). Структурные параметры сообщества в большей мере зависят от морфометрических параметров и экологических условий прудов. Во всех масштабах внутри водоема варибельность видового состава и структуры низка.

Ключевые слова: зоопланктонные сообщества, пруды, пространственные масштабы

Пруды – один из наиболее распространенных типов водоемов в лесостепных ландшафтах, интенсивно используемые человеком в хозяйственной деятельности [2]. Несмотря на значительную практическую значимость этих водоемов, сообщества беспозвоночных на территории Пензенской области закономерности организации зоопланктона в прудах изучены недостаточно [3].

Цель настоящей работы – выявление видового состава и закономерностей изменения видовой структуры зоопланктонных сообществ в разных пространственно-временных масштабах.

Материал и методы исследований

В работе исследованы проточные пруды и малые водохранилища, расположенные в разных частях Пензенской области: на западе (Башмаковские – **Б**), юго-западе (Тамалинский – **Т**) и в центральной части (Чистые пруды – **ЧП**, Вядь – **В**, Арбеково – **А**, Засека – **З**, Западная поляна – **ЗП**).

Пробы взяты сетью Апштейна и обработаны согласно общепринятым в гидробиологии методам [1]. Для классификации сообщества зоопланктона по видовой структуре использован кластерный анализ методом среднего присоединения на основе матриц индексов сходства Мориситы.

Результаты исследований и их обсуждение

За время исследования обнаружено 127 видов (82 – коловраток, 25 – ветвистоусых и 20 веслоногих раков). В каждом пруду количество видов меньше: в ЧП – 85, А – 59, З – 66, ЗП – 23, В – 43, Б – 23 и Т – 27. Выявлены виды, типичные обитатели прудов: *Brachionus angularis*, *B. calyciflorus*, *B. quadridentatus*, *Euchlanis dilatata*, *Filinia longiseta*, *Keratella cochlearis*, *K. c. tecta*, *K. quadrata*, *Polyarthra dolichoptera*, *P. major*, *Synchaeta pectinata*, *Trichocerca* sp., виды пиявководных коловраток, *Bosmina longirostris*, *Chydorus sphaericus*, *Mesocyclops leuckarti*. В то же время во всех прудах есть виды, обнаруженные только в них: **ЧП** – *Brachionus nilsoni*, *Lecane cornuta rotunda*, *L. ovalis*, *Notholca acuminata*, *Leptodora kindtii*, *Peracantha truncata*, *Acanthocyclops americanus*, *A. venustus*, *Diacyclops bisetosus*, *D. languidoides*, *Eucyclops speratus*, *Macrocyclus fuscus*, *Cyclops kolensis*; **А** – *Colurella adriatica*, *C. colurus*, *Dissotrocha aculeata*, *Lecane flexilis*, *L. hamata*, *Bosmina crassicornis*; **З** – *Euchlanis pyrifomes*, *E. eudactylota*, *Scardium longicaudum*, *Trichotria truncata*, *Polyphemus pediculus*, *Eurytemora* sp., *Eucyclops macruroides*, *E. macrurus*; **ЗП** – *Hexarthra mira*, *Ceriodaphnia affinis*; **В** – *Asplanchna sieboldi*, *Brachionus angularis bidens*, *Alonella exigua*, *Cyclops abyssorum*; **Б** – *Macrotrix hirsuticornis*, *Eucyclops serrulatus*; **Т** – *Brachionus diversicornis typica*, *Keratella irregularis*, *K. i. wartmanni*, *K. i. angulifera*, *Proalides tentaculatus*, *Bosmina coregoni*, *Pleuroxus trigonellus*, *Acanthocyclops robustus*.

В целом, видовой состав прудовых зоопланктонных сообществ очень пестрый. В каждом пруду наряду с обычными (эврибионтными) обитают характерные (специфичные) виды, которые обеспечивают своеобразие его видового разнообразия. Для выявления этих видов необходимо более частое взятие проб.

Сообщества зоопланктона прудов ЗП и Т по структуре составляют одну группу (рис. 1). Возможно, это связано со специфическими особенностями среды обитания – оба пруда с родниковым питанием, небольшие, а поэтому температура воды здесь ниже, чем в других водоемах. Сообщества зоопланктона двух городских прудов (А и З), расположенных недалеко друг от друга, образуют еще одну группу, к которой близки структурные показатели обитателей прудов

ЧП и В. Сообщество из прудов Б, которые территориально находятся на западе области, отличается от всех остальных.

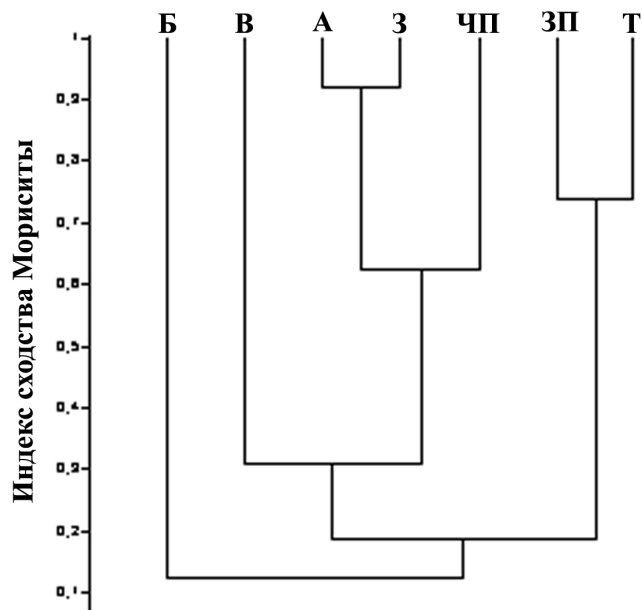


Рис. 1. Дендрограмма структурного сходства сообществ зоопланктона в разных прудах

Рассмотрим особенности изменения видовой структуры зоопланктонных сообществ на примере Чистых прудов. В водоеме очевидны процессы органического загрязнения, которые сказываются на структуре зоопланктонного сообщества. Для исследования пробы взяты из трех биотопов (в приплотинном участке, на правом пологом и левом крутом берегах).

Таксономический состав представлен комплексом, включающим как холодноводные, так и тепловодные виды умеренных широт. Особенностью первой группы является присутствие в пруду коловраток из рода *Notholca*.

В отношении пространственно-временной структуры зоопланктонного сообщества можно выделить несколько особенностей. Во-первых, наблюдается высокая вариабельность количественных показателей зоопланктона, как во времени, так и по акватории, что связано со спецификой метеоусловий и близостью турбазы, расположенной на правом берегу (рис. 2). Так, на одних и тех же станциях численность зоопланктона могла отличаться по средним значениям от 688 тыс. экз./м³ до 5315 тыс. экз./м³. Во времени также наблюдается значительная нестабильность. В отдельные годы сообщество развивается в мае или начале июня до своих максимальных значений. Затем в течение летнего сезона происходит повышение численности, но по сравнению с первым пиком незначительно. В разные годы амплитуда весеннего или раннелетнего подъема численности сильно отличается.

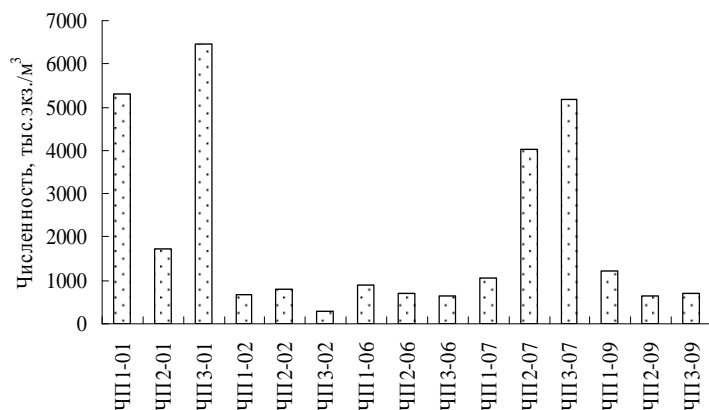


Рис. 2. Колебания численности зоопланктона на трех станциях в 2001-2009 гг. Чистых прудов

Во-вторых, в водоеме постоянно присутствуют виды – индикаторы загрязнения (р. *Keratella*, *Synchaeta*, *Polyarthra*, *Bosmina*). Комплекс доминирующих видов представлен мелкими эвтрофными формами (рис. 3).

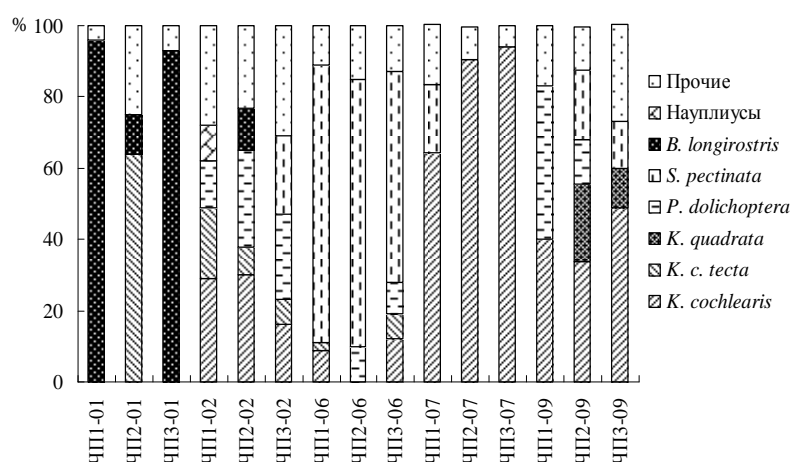


Рис. 3.
Динамика
комплекса
доминантных
видов

В-третьих, существенно отличается состав доминирующего комплекса видов в разные годы. Мелкие ветвистоусые рачки преобладали только в 2001 г. В последующие годы их доля оставалась низкой. В 2007 г. и 2009 г. в сообществе доминировали коловратки. Очень высокая численность зоопланктона и отличающийся доминантный состав сообщества в 2001 г. можно объяснить повышением температуры ранней весной и жарким летом. Выявлен 7-летний цикл в характере доминирования. В 2002 г. и 2009 г. насчитывалось 5–6 доминантов, в то время как в другие годы их было, как правило, 1–2.

В мае 2007 г. в трех прудах (ЧП, А, З) из окрестностей г. Пензы изучены разномасштабные закономерности изменения пространственной структуры зоопланктонных сообществ. Для этого в каждом пруду отобраны пробы из трех биотопов (в приплотинном участке, на правом пологом и левом крутом берегах), расположенных на расстоянии 30–50 м друг от друга. В каждом из биотопов взято по три пробы, расположенных на расстоянии 2–3 м друг от друга. Подобная схема отбора позволила проанализировать закономерности структурной организации сообществ в макро- (десятки километров), мезо- (десятки метров) и микро- (в пределах метров) масштабах.

Используя представления об иерархической структуре разнообразия [4–6] общее (гамма) разнообразие зоопланктона в рассматриваемом диапазоне масштабов можно разделить на 4 компоненты. Максимальный вклад (56,2%) принадлежит β_3 -компоненте, отражающей различия сообществ между разными прудами. Следующая по значимости – α -компонента (23,5%), связанная с возможностью сосуществования видов в минимальном масштабе (одна проба объемом 10 дм³). На две оставшиеся компоненты – β_2 и β_1 (зависят, соответственно, от различий, обусловленных разницей между биотопами в пределах пруда и между микробиотопами в пределах биотопа) – приходится 13,8% и 6,5% соответственно.

Возрастание гетерогенности в макромасштабе проявляется и по структурным показателям. Так, коэффициенты вариации численности повышаются с 35–50% в микро- и мезомасштабе до 100% в макромасштабе, а вариабельность индекса Шеннона – с 25–30 до 45% соответственно.

Выводы

Таким образом, наибольший вклад в формирование видового разнообразия и гетерогенности зоопланктонных сообществ вносят различия морфометрических параметров и экологических условий между прудами. Во всех масштабах внутри водоема вариабельность видового состава и структуры низка.

Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ (грант № 10–04–00489а).

1. Абакумов В.А. Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем / В.А. Абакумов. – СПб.: Гидрометеиздат, 1992. – 318 с.
2. Курицин И.И. География Пензенской области: Учеб. пособие для уч-ся школ / Курицин И.И., Марденский Н.А. – Саратов: Приволж. кн. изд-во, 1991. – 96 с.
3. Стойко Т.Г. Фаунистический обзор организмов зоопланктона Пензенских водных экосистем / Стойко Т.Г., Мазей Ю.А. // Пензенское краеведение: опыт, перспективы развития. Мат-лы обл. конф. – Т. II. – Пенза, 2005. – С. 77–85.
4. MacArthur R.H. Patterns of species diversity / R.H. MacArthur // Biol. Rev. – 1965. – Vol. 40. – P. 510–533.

5. *Mazei Yu.A.* Biodiversity patterns in protozoan communities: linking processes and scales / Yu.A. Mazei // *Protistology*. – 2008. – Vol. 5, N 4. – P. 268–280.
6. *Whittaker R.H.* Evolution and measurement of species diversity / R.H. Whittaker // *Taxon*. – 1972. – Vol. 21. – P. 213–251.

Т.Г. Стойко, Ю.А. Мазей

Пензенський державний педагогічний університет ім. В.Г. Белінського, Росія

ЗООПЛАНКТОННЕ УГРУПОВАННЯ СТАВКІВ ПРАВОБЕРЕЖЖЯ СЕРЕДНЬОГО ПОВОЛЖЬЯ: ВИДОВА СТРУКТУРА І ПРОСТОРОВО-ЧАСОВІ МАСШТАБИ

В ставках виявлено 127 видів-зоопланктерів (82 – коловерток, 25 – гіллястовусих і 20 – веслоногих раків). Структурні параметри угруповання більшою мірою залежать від морфометричних параметрів і екологічних умов ставків. В усіх масштабах у водоймі варіабельність видового складу та структури низькі.

Ключові слова: зоопланктонне угруповання, ставки, просторові масштаби

T.G. Stoyko, Yu.A. Mazey

Penza V.G. Belinskiy State Pedagogical University, Penza, Russia

ZOOPLANKTON COMMUNITY OF MIDDLE POVOLZHYZHIA: SPECIFIC STRUCTURE AND SPATIO-TEMPORAL SCALES

127 zooplanktons species (82 – rotifers, 25 – cladocerans, 20 – copepods) were identified in the ponds. Structural characteristics of the community are constrained by morphometry and ecological peculiarities on the level of whole pond. Within pond variability is seems not so prominent.

Key words: zooplankton community, ponds, spatial scales

УДК 594.32:591.5

Ю.В. ТАРАСОВА

Житомирський державний університет ім. Івана Франка
вул. В. Бердичівська 40, Житомир, Україна

ЕКОЛОГІЧНІ АСПЕКТИ ВЗАЄМОВІДНОШЕНЬ У БІОЛОГІЧНІЙ СИСТЕМІ "МОЛЮСКИ РОДУ THEODOXUS – ТРЕМАТОДИ"

Вперше здійснено еколого-паразитологічне дослідження семи видів молюсків роду *Theodoxus* України з метою виявлення особливостей взаємовідношень молюсків та їх паразитів-трематод.

Ключові слова: трематоди, молюски, *Theodoxus*

Основні правила екологічної паразитології вперше в історії науки сформульовані В.О. Догелем в 30–40 рр. 20 ст. [5] на підставі аналізу узагальнених матеріалів щодо паразитофауни хребетних тварин. Вперше їх для характеристики тварин безхребетних (включно прісноводних молюсків) застосували Т.О. Гінецинська і Г.А. Штейн [4]. У подальшому ці правила знайшли підтвердження у дослідженнях низки українських дослідників [2, 6–10].

Гребінчастозяброві молюски, окрім *Viviparus* і *Bithynia* виявилися чи не найменше дослідженими в еколого-паразитологічному відношенні. Це стосується і видів роду *Theodoxus*, яких незаслужено обійшли увагою вітчизняні паразитологи. Види роду *Theodoxus* (лунки) як проміжні хазяї беруть участь у циркуляції у річкових екосистемах трематоди *Sphaerostoma brahamae* (O. F. Müll.) – кишкового паразита риб (коропових та деяких хижаків – окуня, щуки, харіуса) [8], викликаючого захворювання їх на сферостоматоз, поширений по усій території України (крім Криму і високогір'я Карпат), а також трематод з родини *Notocotylidae*, *Echinostomatidae* [6].

Дослідженню цієї групи млюсків присвячена ця стаття.

Матеріал і методи досліджень

Матеріалом дослідження слугували 145 проб семи видів молюсків роду *Theodoxus*, зібраних протягом 2006–2009 рр. у водоймищах України. Видову приналежність молюсків визначали за

таблицями В.В. Аністратенка [1]. Паразитологічне обстеження молюсків здійснювали згідно рекомендацій В.І. Здуна і Т.О. Гінецинського [3, 6].

Результати досліджень та їх обговорення

Середня екстенсивність інвазії лунок по Україні становить 5,3%. Найбільше інвазованими з них виявилися *Th. fluviatilis* і *Th. sarmaticus*, а найменше – *Th. astrachanicus*, *Th. velox*, *Th. euxinus*. Найчастіше у лунок трапляється інвазія трематодою *Sphaerostoma bramae* (O. F. Müll.), а найрідше – *Cercaria myzura* Pagst. Метацеркарії *Echinostoma sp.* та *Xiphidiocercaria sp.* відмічено тільки у двох видів – *Th. fluviatilis* та *Th. danasteri*.

Відомо, що у безхребетних тварин, включно у молюсків, спостерігаються вікові особливості зараження паразитами [10]. Нами з'ясовано, що у лунок з водойм України з висотою черепашки до 2,2 мм здатність інвазуватися трематодами вкрай мала, а з віком особин вона поступово зростає. Причина цього полягає, насамперед, у дуже незначних розмірах тіла молодих особин, які є недостатніми для комфортного перебування там паразитів. Крім того, короткотривалість перебування молоді у біотопі не сприяє контакту з інвазійним матеріалом. Лунки – роздільностатеві молюски, а у таких видів нерідко спостерігаються певні відмінності ступеня зараження паразитами особин різних статей. Залежність екстенсивності інвазії від статі лунок досліджено на прикладі 10 локальних популяцій *Th. fluviatilis*. Загалом співвідношення заражених трематодами самок і самців становить 1,0:2,2.

Щодо впливу на характер зараженості молюсків трематодами особливостей способу їх життя, то нині відомості дуже обмежені. В Україні у теплі зими (2007–2008 рр.) лунки у зимову сплячку не впадали. Активними були і їх паразити. Натомість у сурову зиму 2010 р. (січень–лютий) на неглибоких ділянках р. Тетерів, де шар води не перевищував 16–21 см, а товщина льодового покриву сягала 0,5 м, *Th. fluviatilis* перебували в анабіотичному стані як і їх паразити. Малорухомих спосіб життя лунок – одна з причин локального зараження їх трематодами. Наші матеріали свідчать про те, що зараженість трематодами їх локальних популяцій носить яскраво виражений мозаїчний характер. При цьому інвазовані і неінвазовані популяції часто перебували на невеликих відстанях одні від других.

На зараженість лунок трематодами впливає чимало абіотичних і біотичних факторів, тісно взаємопов'язаних між собою. Для цих молюсків дуже важливим є рух води: у річках – це швидкість течії, у водосховищах і лиманах – хвилебій. У проточних водоймах яйця і мірацидії трематод зносяться течією, не затримуючись у місцях оселення лунок. Тому у великих річках з швидкою течією (до 1 м/с) екстенсивність інвазії їх нижча, ніж у малих річках з течією повільнішою. Однак у перших з них можна зіткнутися з екстенсивно інвазованими популяціями лунок. Це відбувається тоді, коли місцями оселення їх є затишні ділянки основного русла або водойми його придаткової системи – рукава, затони, старики. Таке відзначено у Дніпровському водосховищі поблизу Енергодару (Запорізька обл.), де у ділянках з досить інтенсивним хвилебоем *Th. velox* були вільними від інвазії.

Відомо, що існує пряма залежність між ступенем зараженості молюсків трематодами і площею водойми, заселеної ними [3, 6], бо у менших водоймах повільніша течія, вищі температура води, щільність поселення лунок і концентрація інвазійного матеріалу. Саме через це у невеличкому затоні р. Конка (Гола Пристань Херсонської обл.) зараженими трематодою *Sph. bramae* було 8% *Th. velox*, у рукавах Південного Бугу цією ж трематодою – 10,9% (с. Демидівка, Вінницької обл.) і 12,6% (с. Семенівка, Миколаївської обл.) *Th. fluviatilis*. В основному руслі річки трематодну інвазію у лунок не відзначено. Це пов'язано з дією ще одного важливого фактора, а саме – з ступенем ізолюваності водойм від джерел інвазії. Рукава річок з сповільненою течією, добре прогрітою водою, багатшим, ніж у руслі, фітоценозом, м'якшими донними відкладеннями, різноманітнішою і багатшою кормовою базою приваблюють риб, які розсіюють інвазійний матеріал – яйця *Sph. bramae*. Тут спостерігаються також скупчення птахів (качки, гуси), з екскрементами яких виділяються у середовище і частково потрапляють у воду яйця трематод (*Notocotylus sp.*). Через низьку швидкість течії або майже повну її відсутність інвазійний матеріал залишається у межах місцезнаходжень молюсків, що сприяє зараженню їх цими паразитами. Глибина водойм також впливає на рівень зараженості молюсків трематодами. Максимальні глибини, на яких нечисельні лунки трапляються влітку, становлять 3–6 м. Жодного разу у таких біотопах виявити інвазованих трематодами лунок нам не вдалося. Про вплив донних відкладень на ступінь зараженості прісноводних молюсків трематодами дотепер жодні відомості відсутні. Нами зауважено, що у водоймах з кам'янистим дном вона, як правило, менша, ніж там, де дно піщано-мулисте, глинисте з намулком або ж мулисте. За нашими даними, скрізь, де у місцях оселення

лунок дно було твердим і нерівним, зараженість їх трематодами була у 2–3 рази нижчою, ніж у біотопах з м'якими донними відкладеннями. Наприклад, у Західному Бузі (Кам'янка–Бузька Львівської обл.) у біотопі з кам'янистим дном екстенсивність інвазії *Th. fluviatilis* редіями *Sph. bramae* становила 4,6%. У той же час у біотопах з м'якими донними відкладеннями (р. Інгулець, Снігурівка Миколаївської обл. і р. Збруч, Гусятин Херсонської обл.) інвазованість *Th. sarmaticus* і *Th. fluviatilis* трематоною *Notocotylus* sp. становила 15% і 22% відповідно.

Щільність поселення лунок суттєво впливає на екстенсивність зараження їх трематодами. Ступінь інвазії гельмінтами знаходиться в прямо пропорційній залежності від щільності населення популяцій лунок. Це зумовлене тим, що за високої щільності населення популяцій лунок полегшується контакт їх з інвазійним матеріалом.

Доведено, що існує сезонна і річна динаміка зараженості молюсків трематодами [3]. Сезонну динаміку екстенсивності інвазії *Th. fluviatilis* трематодами дослідили на прикладі трьох популяцій, розміщених у межах різних ландшафтно–кліматичних зон України – Українського (Центрального) Полісся (р. Случ, Городниця Житомирської обл. і р. Жерів, Полч тієї ж області), Лісостепової (рукав Південного Буга, Демидівка Вінницької обл.) і Степової зони (Південний Буг, Семенівка Миколаївської обл.). Для цих популяцій отримано однакову картину сезонної динаміки екстенсивності інвазії лунок трематодами, а саме: вона представлена на графіку одновершинною кривою, пік якої припадає на другу половину літа (у трьох з чотирьох випадків на липень).

Висновки

Отже, на показнику горизонтальна зональність України не позначилася. Припускаємо, що це є наслідком змін погодної карти України, які відбулися протягом останніх 2–3 десятиліть. Іншим проявом сезонної динаміки інвазії молюсків трематодами є зміна кількісного співвідношення різних стадій життєвого циклу цих паразитів [10]. У обстежених нами лунок вона полягає у тому, що пізно восени і взимку паразитуючі у них трематоди представлені переважно редіями з зародковими кулями і не повністю сформованими церкаріями. Однак близько 23% *Th. fluviatilis* мали редій з церкаріями усіх стадій зрілості. Очевидно, це зумовлене тим, що зими 2006–2007 і 2007–2008 років були дуже теплими, і протягом їх життєву активність зберігали не лише молюски, але і їх паразити.

Відзначимо, що для всіх чотирьох популяцій *Th. fluviatilis* отримано дуже близькі щомісячні значення екстенсивності інвазії, особливо для случанської (Городниця) і південнобузької (Демидівка). Пов'язуємо це з двома обставинами: по–перше, подібними температурними умовами усіх сезонів року по усій Україні за період наших спостережень і сприятливістю їх як для молюсків, так і для трематоди; по–друге, стабільністю чисельності усіх досліджених нами популяцій молюсків, зумовленою сталістю умов гідрологічного і гідрохімічного режимів.

1. Анистратенко В.В. Класс Панцирные или Хитоны, класс Брюхоногие – *Cyclobranchia*, *Scutibranchia* и *Pectinibranchia* / Анистратенко В.В., Анистратенко О.Ю. – К.: Велес, 2001. – 240 с.
2. Вергун Г.И. Эколого-паразитологическое изучение партеногенетических поколений и личинок трематод моллюсков Северского Донца и его пойменных водоемов в среднем течении : автореф. дисс. ... канд. биол. наук / Г.И. Вергун. – Киев, 1966. – 20 с.
3. Гинецинская Т.А. Трематоды, их жизненные циклы, биология и эволюция / Т.А. Гинецинская. – Л.: Наука, 1968. – 410 с.
4. Гинецинская Т.А. Особенности паразитофауны беспозвоночных и применение основных правил экологической паразитологии к характеристике их зараженности / Гинецинская Т.А., Штейн Г.А. // Вестн. ЛГУ. – 1961. – № 15. – С. 60–72.
5. Догель В.А. Некоторые итоги работ в области паразитологии / В.А. Догель // Зоол. журн. – 1938. – № 4. – С. 889–904.
6. Здун В.И. Фауна личинок трематод в моллюсках водоемов западных областей Украинской ССР : автореф. дисс. ... канд. биол. наук / В.И. Здун. – Львов, 1952. – 16 с.
7. Кудлай О.С. Спільне паразитування личинок трематод у червоногих молюсків водойм північного Приазов'я / О.С. Кудлай ; под ред. І.А. Акімова / Тез. доп. XIV Конф. Українського наук. тов-ва паразитологів. – К., 2009. – С. 60.
8. Маркевич А.П. Паразитофауна пресноводных рыб УССР / А.П. Маркович. – К.: АН УССР, 1951. – 376 с.
9. Стадниченко А.П. Итоги изучения воздействия личинок трематод на их промежуточных хозяев – брюхоногих моллюсков / А.П. Стадниченко // Моллюски: пути, методы и итоги их изучения. – Л.: Наука, 1971. – С. 116–117.
10. Чорногоренко-Бідуліна М.І. Фауна личинок форм трематод в моллюсках Дняпра / М.І. Чорногоренко-Бідуліна. – К.: Вид-во АН УРСР, 1958. – 210 с.

11. Черногоренко М.И. К фауне и экологии церкарий моллюсков верхнего Днепра / М.И. Черногоренко // Паразиты и паразитозы человека и животных. – К.: Наук. думка, 1965. – С. 236 – 245.

Ю.В. Тарасова

Житомирский государственный университет им. Ивана Франко, Украина

ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ ВЗАИМООТНОШЕНИЙ В БИОЛОГИЧЕСКОЙ СИСТЕМЕ „МОЛЛЮСКИ РОДА *THEODOXUS* – ТРЕМАТОДЫ”

Впервые осуществлено эколого-паразитологическое исследование семи видов моллюсков рода *Theodoxus* Украины с целью выяснения особенностей взаимоотношений моллюсков и их паразитов-трематод.

Ключевые слова: трематоды, моллюски, Theodoxus

J.V. Tarasova

Zhytomyr Ivan Franko State University, Ukraine

ECOLOGICAL ASPECTS OF CORRELATION IN THE BIOLOGICAL SYSTEM “MOLLUSK OF THEODOXUS GENUS –THE TREMATODS”

The ecologically–parasitologic research of seven species of *Theodoxus* genus was carried out for the first time for the purpose of identification of the peculiarities of mollusks and its parasites-trematodas' correlation.

Key words: trematoda, mollusks, Theodoxus

УДК [574.63:627,8][282.447.32]

В.М. ТИМЧЕНКО

Інститут гідробіології НАН України

пр-т Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210

МОДЕЛЬ ОПТИМІЗАЦІЇ ЯКОСТІ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА КАСКАДНИХ ВОДОСХОВИЩ (НА ПРИКЛАДІ ДНІПРОВСЬКИХ)

Запропоновано модель оптимізації якості водного середовища дніпровських водосховищ, використана для розробки екологічних вимог до правил їх експлуатації.

Ключові слова: якість води, екологічний стан, водосховища

Метою регулювання (оптимізації) екологічного стану і якості води каскадних водосховищ є штучне формування в них умов для переважання процесів самоочищення над сумарною дією на екосистеми самозабруднення та надходження забруднювальних речовин ззовні. Найбільш дієвим фактором впливу на внутрішньоводоймові фізичні, хімічні та біологічні процеси, що формують якість водного середовища, є водний режим. На каскадних водосховищах, до яких безумовно відносяться дніпровські, водний режим в значній мірі регулюється штучно попусками гідроелектростанцій.

Матеріал і методи досліджень

Напрацювання з науково обґрунтованої оптимізації режиму експлуатації дніпровських водосховищ нині здійснено щодо гирлової ділянки Дніпра та ділянок водосховищ, що знаходяться нижче гідроелектростанцій (річкових ділянок) водосховищ [2, 4, 7, 8]. Розроблено модель, що забезпечує реалізацію розрахункового механізму управління якістю води на вказаних ділянках за допомогою водоохоронних (екосистемного, екологічного, цільового та екстремального) попусків ГЕС. Її принципові положення наступні.

Як інтегральний показник стану екосистем використовується концентрація легкоокиснюваної органічної речовини (за БСК_{повн}) або вміст розчиненого у воді кисню (O₂). Якщо в процесі перебування водної маси на ділянці відбувається збільшення БСК – екосистема забруднюється, якщо навпаки – в ній домінують процеси самоочищення. Підвищення вмісту кисню у воді свідчить про позитивну динаміку якості водного середовища.

Екосистеми річкових ділянок водосховищ складаються з декількох підсистем: руслової мережі, приток, заплавних водойм і самої заплави. Кожна з цих підсистем бере участь у формуванні

якості води в екосистемі в цілому. Ступінь цієї участі залежить від функціональних характеристик підсистем і інтенсивності взаємообміну водними масами, речовинами і енергією між ними.

В основу моделі покладено рівняння, що враховує зміну балансу легкоокиснюваної органічної речовини чи розчиненого кисню в елементарному об'ємі води протягом часу його переміщення по ділянці. Як елементарний використовується добовий об'єм попуску розташованої вище ГЕС.

Зміна вмісту органічної речовини чи кисню в елементарному об'ємі (ΔC_n) при переміщенні його від вхідного створу до n -ної підділянки (мг $O_2/дм^3$) визначається у вигляді суми:

$$\Delta C_n = \sum_{i=1}^n \Delta C_{p,i} + \sum_{i=1}^n \Delta C_{оз,i} + \sum_{i=1}^n \Delta C_{запл,i} + \sum_{i=1}^n \Delta C_{бок,i}, \quad (1)$$

де: $\sum_{i=1}^n \Delta C_{p,i}$ – частка загальної зміни концентрації інтегрального показника, яка обумовлена

внутрішньоводоймовими процесами у русловій мережі, мг $O_2/дм^3$; $\sum_{i=1}^n \Delta C_{оз,i}$ – те саме у заплавних

водоймах; $\sum_{i=1}^n \Delta C_{запл,i}$ – те саме у заплавних масивах; $\sum_{i=1}^m \Delta C_{бок,i}$ – те саме при надходженні на ділянку бокового притоку.

Участь, наприклад, підсистеми руслової мережі в зміні концентрації легкоокиснюваної органічної речовини оцінюється за рівнянням:

$$\sum_{i=1}^n \Delta C_{p,i} = \sum_{i=1}^n \frac{\tau_i W_{p,i}}{W_i} (A_{p,i} - R_{p,i} + F_{p,i}) \quad (2)$$

У цій і попередній формулах: i – номер підділянки; n – число підділянок до розрахункового створу; τ_i – тривалість перебування води (час добігання) на i -тій підділянці, доба; W_i – добовий об'єм стоку води, м³/доба; $W_{p,i}$ – частина цього стоку, яка здійснюється по русловій мережі, м³/доба.

Багаточлен, що знаходиться в дужках рівняння (2), є результатом спільної дії процесів продукції ($A_{p,i}$) і деструкції ($R_{p,i}$) легкоокиснюваної органічної речовини в русловій мережі, а також антропогенно обумовленого надходження його ззовні ($F_{p,i}$).

У такий самий спосіб оцінюється внесок заплавних водойм і масивів у формування вмісту органічної речовини у воді річкової ділянки водосховища. При цьому враховується інтенсивність водообміну в озерах і заплаві ($W_{оз}$, $W_{запл}$), а також валова продукція, деструкція і антропогенне навантаження безпосередньо в цих елементах водної системи. Вплив бокового притоку ($\Delta C_{бок}$) залежить від його об'єму ($W_{бок,i}$) і від різниці концентрації органічної речовини у воді притоку і руслової мережі.

У тому випадку, коли для оцінки реакції екосистеми річкової ділянки водосховища на штучну зміну водного режиму більш інформативною є динаміка вмісту у воді розчиненого кисню, рівняння балансу цього газу включає два додаткових компоненти: надходження у воду кисню за рахунок атмосферної аерації (At) та витрат його на хімічне окиснення речовин (G).

Отже, суть управління станом екосистем річкових ділянок водосховищ Дніпровського каскаду складається в регулюванні попусками ГЕС величин стоку і водообміну: W_b , W_p , $W_{оз}$, $W_{запл}$, а через них інтегральних показників – БСК_{повн} і O_2 .

Результати досліджень та їх обговорення

На основі розглянутої балансової моделі може вирішуватися також проблема управління станом екосистем озерних ділянок Дніпровських водосховищ. Принципові положення методу щодо озерних ділянок остаються такими самими як і для річкових ділянок. Які вихідні показники руслової мережі варто використовувати показники транзитних зон [6], іншу частину акваторій водосховищ (нетранзитні зони) слід сприймати як придаткову мережу.

У зв'язку з суттєвою трансформацією короткочасних попусків ГЕС, застосування наведеної моделі для озерних ділянок доцільне лише в екстремальних умовах. Як правило, це періоди різкого (катастрофічного) зменшення вмісту у воді розчиненого кисню, що спостерігаються влітку та при льодоставі. В такі періоди питання покращання якості водного середовища стає більш актуальним, ніж необхідність забезпечення потреб споживачів та користувачів водних ресурсів Дніпра.

При існуючому режимі експлуатації дніпровських ГЕС водообмін між транзитними і нетранзитними зонами генерується в основному за рахунок вітрових течій і хвилювання – чинників, які штучно не регулюються. Якщо показники вмісту кисню у воді основної акваторії особливо низькі, доцільно і можливо здійснювати підйоми рівня води в озерній частині водосховища за рахунок несинхронної роботи верхньої і нижньої ГЕС. Результати розрахунків [5] свідчать, що за одноразового підйому рівня води, наприклад, у Канівському водосховищі на 0,5 м вміст кисню у воді основної акваторії можна збільшити на 0,16 мг/дм³ лише за рахунок водообміну з зайнятими вищою водяною рослинністю мілководдями.

Як показує практика екологічних досліджень, розрахунків та прогнозів на дніпровському каскаді актуальною є проблема управління екосистемами водосховищ в цілому, включаючи річкові та озерні ділянки. Як правило, необхідно оцінити ступінь трансформації екологічних показників водної маси при переміщенні її по всьому водосховищу.

Цю задачу також можна вирішити на основі балансової моделі. Залишаючи правомірними її принципи положення, звернемо увагу на те, що модель повинна використовувати обмежену кількість вхідних показників (аргументів), зокрема необхідно зменшити в моделі кількість розрахункових ділянок.

Найбільш кардинальні відмінності фізичних, хімічних і біологічних умов функціонування існують між річковими та озерними ділянками, а також між транзитними та нетранзитними зонами дніпровських водосховищ. Тому при моделюванні нами запропоновано кожне з водосховищ ділити на дві розрахункові ділянки і дві зони. За вказаної схеми поділу загальна зміна інтегрального показника якості водного середовища при переміщенні водної маси від вхідного до вихідного створу водосховища ΔC складається з величин змін (добавок) його в системі за рахунок трансформації в основному руслі річкової ділянки $\Delta C_{тр,р}$; в додатковій мережі річкової ділянки $\Delta C_{нт,р}$; бокового притоку на річковій ділянці $\Delta C_{б,р}$; трансформації в транзитній зоні озерної ділянки $\Delta C_{тр,оз}$, те ж в нетранзитній зоні озерної ділянки $\Delta C_{нт,оз}$ та бокового притоку на озерній ділянці водосховища $\Delta C_{б,оз}$:

$$\Delta C = \Delta C_{тр,р} + \Delta C_{нт,р} + \Delta C_{б,р} + \Delta C_{тр,оз} + \Delta C_{нт,оз} + \Delta C_{б,оз} \quad (3)$$

Кожна з добавок до загальної зміни інтегрального показника залежить від інтенсивності продукційних (A), та деструкційних (R) процесів на ділянках і в зонах, антропогенно обумовленого надходження легкоокиснюваної органічної речовини (F), її надходження з боковим притоком, інтенсивності водообміну в кожній з ділянок і зон (W_p , $W_{оз}$, $W_{нт,р}$, $W_{нт,оз}$).

В тому випадку, коли для оцінки реакції екосистеми водосховища на штучну зміну водного режиму більш інформативно виявляється динаміка вмісту у воді розчиненого кисню, рівняння балансу цього газу повинно включати надходження в воду кисню внаслідок атмосферної аерації At , та витрати кисню на хімічне окиснення органічних та неорганічних речовин G .

Розрахункове рівняння в такому разі має вигляд:

$$\begin{aligned} \Delta C = & \frac{\tau_p \cdot W_{тр,р}}{W_p} (A_{тр,р} - R_{тр,р} + At_{тр,р} - G_{тр,р}) + \frac{\tau_p \cdot W_{нт,р}}{W_p} (A_{нт,р} - R_{нт,р} + At_{нт,р} - G_{нт,р}) + \\ & + \frac{\tau_p \cdot W_{б,р}}{W_p} (C_{б,р} - C_n) + \frac{\tau_{оз} W_{тр,оз}}{W_{оз}} (A_{тр,оз} - R_{тр,оз} + At_{тр,оз} - G_{тр,оз}) + \\ & + \frac{\tau_{оз} \cdot W_{нт,оз}}{W_{оз}} (A_{нт,оз} - R_{нт,оз} + At_{нт,оз} - G_{нт,оз}) + \frac{\tau_{оз} \cdot W_{б,оз}}{W_{оз}} (C_{б,оз} - C_{н,оз}), \end{aligned} \quad (4)$$

Як і для окремих ділянок, суть управління станом екосистем кожного з водосховищ дніпровського каскаду в цілому, полягає в регулюванні попусками ГЕС величин стоку і внутрішнього водообміну на ділянках і зонах. Оптимізуючими параметрами в розрахунках виступають: 1) об'єм стоку води, який надходить до ділянок ($W_p, W_{оз}$), м³/доба; 2) термін перебування води на річковій (τ_p) та озерній ($\tau_{оз}$) ділянках водосховища, доба; 3) об'єми перетоку води між транзитними і нетранзитними зонами ($W_{нт,р}$, $W_{нт,оз}$), м³/доба.

Перші два параметри формуються об'ємами скидів ГЕС, третій – режимом попусків, точніше діапазоном коливань витрат (рівнів) води. Функціональні характеристики водних екосистем

ділянок і зон водосховищ (А, R, At, G) є інформацією, котра враховує результати багаторічних гідробіологічних досліджень на водоймах регіону [7, 8].

Висновки

Екологічна оптимізація режиму експлуатації каскаду дніпровських водосховищ є проблемою принципово важливою і потребує комплексного вивчення. Методичні підходи, що викладені вище, використані для розробки екологічних вимог до нових Правил експлуатації каскаду [1]. В діючих Правилах [3] вони частково враховані.

1. *Екологічні вимоги до правил експлуатації дніпровських водосховищ (наукові засади та проблеми)* / [Тімченко В. М., Оксик О. П., Романенко В. Д. та ін.] – К. : Ін-т гідробіології НАН України, 2002. – 36 с.
2. *Оксик О.П. Управление состоянием экосистемы и качеством воды в устьевом участке Днепра. Ч. 1, 2.* / О.П. Оксик, В.М. Тимченко, В.С. Полищук [и др.]. – К. : Институт гидробиологии НАН Украины, 1996, 1997.
3. *Правила експлуатації водосховищ дніпровського каскаду.* – К.: Генеза, 2001. – 180 с.
4. *Тимченко В.М. Экологическая гидрология водоемов Украины* / В.М. Тимченко – К. : Наук. думка, 2006. – 384 с.
5. *Тимченко О.В. Кисневий режим Канівського водосховища і можливі шляхи його поліпшення в критичних умовах* / Тимченко О.В., Линник П.М. // Наук. праці УкрНДГМІ. – Вип. 251. – К.: Ніка-Центр, 2003. – 204 с.
6. *Тимченко В.М. Еколого-гідродинамічне районування каскадних долинних водосховищ* / Тимченко В.М., Тимченко О.В. // Гідрологія, гідрохімія, гідроекологія. – Луганськ, 2009. – С.193–195.
7. *Timchenko V.M. A model for ecosystem state and water quality management in the Dnieper River delta.* / V.M. Timchenko, O.P. Oksiyuk, I.Gore // Ecol. Eng. – 2000. – N 16. – P. 119–125.
8. *Timchenko V. Ecosystem condition and water quality control at impounded sections of rivers by the regulated hydrological regime* / Timchenko V., Oksiyuk O. // Ecohydrology and Hydrobiology. – 2002. – Vol. 2, N 1–4. – P. 259–264.

В.М. Тимченко

Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

МОДЕЛЬ ОПТИМИЗАЦИИ КАЧЕСТВА ВОДНОЙ СРЕДЫ КАСКАДНЫХ ВОДОХРАНИЛИЩ (НА ПРИМЕРЕ ДНЕПРОВСКИХ)

Предложена модель оптимизации качества водной среды днепровских водохранилищ, которая использована для разработки экологических требований к правилам их эксплуатации.

Ключевые слова: качество воды, экологическое состояние, водохранилища

V.M.Timchenko

Institute hydrobiology NAS of Ukraine, Kyiv

THE OPTIMIZATION MODEL OF WATER QUALITY OF RESERVOIR CASCADE BY THE EXAMPLE OF DNIEPER RESERVOIR

The optimization model of water quality of the Dnieper reservoirs have been offered, which has been used for working out ecological requisition for their exploit.

Key word: water quality, ecological conditions, reservoir

УДК 582+502.7

В.В. ТИХОСТУП

Криворізький коледж національного авіаційного університету, Україна
вул. Туполева, 1, Кривий Ріг, Дніпропетровська обл., 50045

ФЛОРИСТИЧНА СТРУКТУРА ПРИБЕРЕЖНОЇ ТА ВОДНОЇ РОСЛИННОСТІ В ПІДЗОНІ ПІВНІЧНИХ СТЕПІВ

Досліджували таксономічну, екологічну, біоморфологічну, екологоценотичну та географічну структуру прибережних та водних рослинних суспільств. Встановлено, що основними факторами, які впливають на структурну організацію рослинних суспільств, є природні та антропогенні впливи.

Ключові слова: таксономічна, екологічна, біоморфологічна, екологоценотична та географічна структура, гідрофітна, гігрофітна та мезофітна рослинність, спектр

Гідрофітна, гігрофітна та мезофітна рослинність потребує великої уваги, бо знаходиться в акумулятивних позиціях природного ландшафту. Нами досліджена рослинність природного походження в підзоні північних степів. Донині вона не привертала уваги дослідників, тому метою цієї роботи є вивчення їх таксономічної, екологічної, біоморфологічної, еколого-ценотичної та географічної структур рослинних угруповань.

Матеріал і методи досліджень

Для вивчення флористичної структури прибережної та водної рослинності виконано 817 повних геоботанічних описів на 3 ділянках: 1 – території, що прилягають до ставка у селищі Новоюліївка; 2 – заболочене побережжя ставка у селищі Новоюліївка; 3 – заболочена балка у селищі Новоюліївка.

При вивченні складу рослинних угруповань використовували загальноприйняті методики геоботанічних описів [2-4]. При визначенні видового складу рослинного покриву використовували [1].

Результати досліджень та їх обговорення

Найпростішою, але об'єктивною характеристикою рослинних угруповань є видове багатство. Максимальна величина цього показника відмічена на 1 ділянці (табл.1), що зумовлено більш високим рівнем зволоження. На 2 та 3 ділянках виявлено зменшення видового багатства у зв'язку з зниженням зволоження. Найбільше відношення вид/родина відмічено на першій ділянці, що зумовлено різноманітними екологічними нішами видів, які утворюють екологічні ряди. Відношення рід/родина на всіх трьох ділянках приблизно однакові, що пояснюється близькими екологічними умовами. Найбільші показники вид/рід спостерігаються на 1 ділянці, що зумовлено високим показником видового багатства (65) на досліджуваній ділянці, а найменший показник цього критерію відмічено на третій ділянці, що обумовлено зменшенням рівня зволоження (54).

Таблиця 1

Таксономічна структура рослинних угруповань

Таксони	Ділянка		
	1	2	3
Вид	65	59	54
Рід	47	49	49
Родини	21	21	22
Відношення			
Вид/родина	3,10	2,81	2,45
Рід/родина	2,24	2,33	2,23
Вид/рід	1,38	1,20	1,10

Примітки: тут і далі – 1 – території, що прилягають до ставка у селищі Новоюліївка; 2 – заболочене побережжя ставка у селищі Новоюліївка; 3 – заболочена балка у селищі Новоюліївка.

Екологічна структура рослинних угруповань вивчалась за відношенням їх до рівня зволоження, освітлення та трофності субстрату. За першим параметром в угрупованнях переважають ксеромезофіти та мезоксерофіти. Спостерігається тенденція до збільшення ксерофітизації на другій ділянці. Найвагоміша частка аквафітів виявлена на першій ділянці. За адаптацією рослин до світла на всіх ділянках переважають геліофіти, при чому частка їх максимальна на першій ділянці. Мезотрофи складають основу всіх угруповань, але мегатрофи складають вагому частку. Застій води та перезволоження сприяють підкисленню середовища, тому частка алкотрофів досягає 18,5%. Одночасно в угрупованнях дуже низька частка оліготрофів. Отже, екологічна структура рослинних угруповань обумовлена специфічними умовами зволоження та трофності субстрату.

У складі біоморфічного спектру рослинних угруповань (табл. 3) за загальним габітусом та тривалістю життєвого циклу переважають багаторічники, доля однорічників зростає лише на третій ділянці.

В угрупованнях переважають вегетативнорухливі види, але вегетативнорухливі складають третину видів. Більшість видів стрижнокореневі. Мичнокореневі та пучкокореневі мають дещо більшу участь, в зв'язку з тим, що рівень зволоження знижений. Привертає увагу невелика участь видів з каудексовими утвореннями, в той час, як довгокореневищні та без утворень відіграють найбільшу роль.

Таблиця 2

Екологічний спектр рослинних угруповань за водним режимом (участь, %)

За водним режимом	Ділянка		
	1	2	3
Ксерофіти	6,2	3,4	5,6
Мезоксерофіти	27,6	33,8	29,5
Ксеромезофіти	32,3	39,0	35,1
Мезофіти	16,9	10,2	9,3
Гігромезофіти	6,2	5,1	7,4
Мезогідрофіти	6,2	3,4	5,6
Гідрофіти	–	1,7	3,7
Мезогігрофіти, аквагігрофіти	1,5	1,7	1,9
Аквафіти	3,1	1,7	1,9
За адаптацією рослин до живлення			
Оліготрофи	1,5	3,4	1,9
Мезотрофи	38,5	47,4	44,3
Мегатрофи	23,1	17,0	16,7
Мезомегатрофи	1,5	1,7	1,9
Олігомезотрофи	9,2	10,2	16,6
Олігомегатрофи	7,7	5,1	5,6
Алкотрофи	18,5	15,2	13,0
За адаптацією рослин до світла			
Геліофіти	61,5	52,5	57,4
Сціогеліофіти	47,5	47,5	42,6
Всього видів	65	59	54

Таблиця 3

Біоморфічний спектр рослинних угруповань (участь, %)

Ознаки життєвої форми	Ділянки		
	1	2	3
За загальним габітусом та тривалістю життєвого циклу			
Деревні рослини:	1,5	1,7	1,9
Напівдеревні рослини:	1,5	1,7	1,9
багаторічники	61,5	55,9	57,3
Дворічники	6,2	8,5	9,3
Однорічники	21,6	22,0	24,0
Однорічники, дворічники	7,7	10,2	5,6
За темпами вегетативного розмноження			
Вегетативнорухливі	33,8	32,2	33,3
Вегетативномалорухливі	18,5	18,6	14,8
Вегетативнонерухливі	47,7	49,2	51,9
За формою кореневих систем			
Стрижньокореневі	60,0	59,4	61,1
Мичкокореневі	21,5	22,0	24,1
Пучкокореневі	18,5	18,6	14,8
За структурою пагонових надземних та підземних органів			
Каудексові	18,5	20,3	20,4
Короткокореневищні	12,3	8,5	9,3
Довгокореневищні	27,7	28,8	27,8
Без утворень	33,9	39,0	37,0
Повзучі	1,5	–	–
Щільнодерновинні	4,6	3,4	3,7
Довгокореневищні, пухкодерновинні	1,5	–	1,9
За типом запилення			
Анемофілія	46,2	44,1	51,8
Ентомофілія	52,3	54,2	46,3

ПРИСНОВОДНА ГІДРОБІОЛОГІЯ

Продовження таблиці 3			
Автогамія	1,5	1,7	1,9
За типом розселення діаспор рослин			
Автохори	3,1	1,7	3,6
Анемохори	15,4	20,3	16,6
Барохори	3,1	5,1	1,9
Балісти	63,1	59,3	63,0
Епізоохори	4,6	6,8	7,4
Ендозоохори	1,5	1,7	1,9
Гідрохори	4,6	1,7	3,7
Первольвенти	4,6	3,4	1,9

Більшість видів запилюється комахами, але при зменшенні рівня зволоження зростає частка видів-анемофілів. Більшість видів за типом розселення діаспор є балістами. Частка анемохорів не перевищує 20%.

В розподілі за системою біологічних типів Раункієра в угрупованнях переважають гемікриптофіти (рис. 1), вагома в них частка терофітів, причому найбільша участь на другій ділянці.

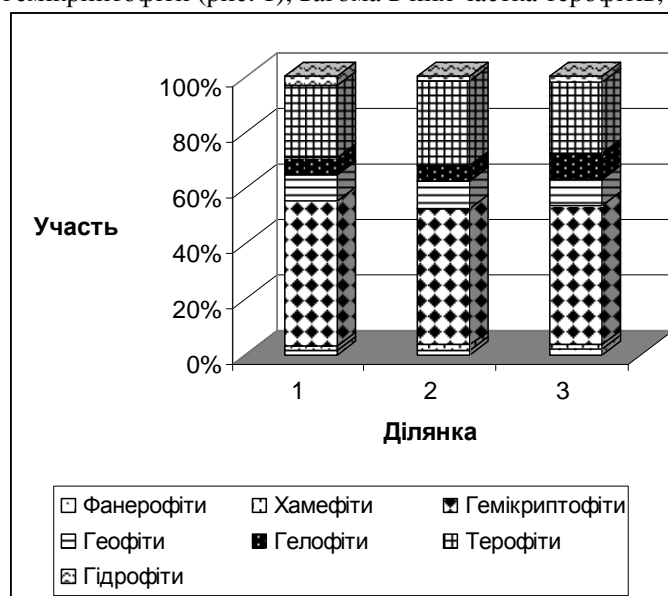


Рис. 1. Система біологічних типів за Раункієром

Основу еколого-ценотичної структури (табл. 4) складають рудеранти при значній участі степантів. Участь пратантів досить висока, але суттєво зменшується на другій ділянці.

Таблиця 4

Еколого-ценотична структура (за адаптацією до біогеоценозу) (участь, %)

	Ділянки		
	1	2	3
Аквафіти	3,1	1,7	1,9
Галофіти	10,9	8,6	7,4
Петрофіти	1,6	—	—
Гелофіти	3,1	3,4	9,3
Пратанти	17,2	12,1	16,7
Рудеранти	34,4	43,2	37,0
Сильванти	6,3	8,6	5,6
Степанти	21,8	22,4	22,1
Культуранти	1,6	—	—

Географічна структура рослинних угруповань (рис. 2) представлена переважно двома групами видів: центральноевроазеатським та рослин перехідних ареалів, причому перші складають більше третини рослинних угруповань, а другі – меншу третину. Всі інші географічні елементи мають приблизно однакові показники, їх участь у рослинних угрупованнях майже рівнозначна.

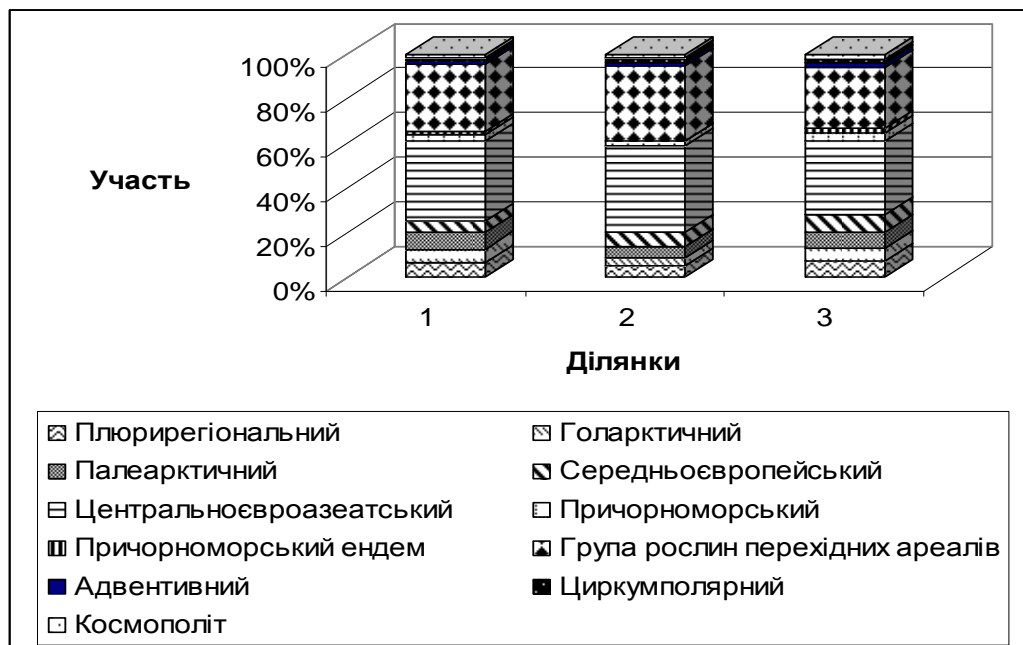


Рис. 2. Географічна структура рослинних угруповань (участь, %)

Висновки

1. Основу екологічного спектру прибережної та водної рослинності складають за відношенням до рівня зволоження ксеромезофіти та мезоксерофіти. За адаптацією рослин до світла переважають геліофіти. По відношенню до трофності субстрата перевагу мають мезотрофи, одночасно в угрупованнях дуже низька частка оліготрофів. Екологічна структура рослинних угруповань обумовлена специфічними умовами зволоження та трофності субстрата.
2. В розподілі за системою біологічних типів Раункієра в угрупованнях переважають гемікриптофіти, вагому частку яких складають терофіти.
3. Основу еколого-ценотичної структури складають рудеранти, при значній участі степантів. Участь пратантів досить висока, що зумовлено специфікою зволоження.
4. Основу географічного спектру рослинних угруповань складають центральноевразійські види та група рослин перехідних ареалів.

5. Быков Б.А. Геоботаника / Б.А. Быков. – Алма-Ата, 1957. – 372 с.
6. Быков Б.А. Введение в фитоценологию / Б.А. Быков. – Алма-Ата, 1970. – 234 с.
7. Определитель высших растений Украины. – К.: Наук. думка, 1999. – 545 с.
8. Полевая геоботаника. – Л.: Наука, 1972. –Т. 4. – 335 с.

В.В. Тихоступ

Криворожский колледж национального авиационного университета, Украина

ФЛОРИСТИЧЕСКАЯ СТРУКТУРА ПРИБРЕЖНОЙ И ВОДНОЙ РАСТИТЕЛЬНОСТИ В ПОДЗОНЕ СЕВЕРНЫХ СТЕПЕЙ

Исследовали таксономическую, экологическую, биоморфологическую, эколого-ценотическую и географическую структуру прибрежных и водных растительных сообществ. Установлено, что основными факторами, влияющими на структурную организацию растительных сообществ, являются природные и антропогенные воздействия.

Ключевые слова: Таксономическая, экологическая, биоморфологическая, эколого-ценотическая и географическая структуры, гидрофитная, гигрофитная и мезофитная растительность, спектр

V.V. Tikhostup

Krivi Rig College of National Aviation University, Ukraine

FLORISTIC STRUCTURE OF COASTAL AND AQUATIC PLANTS IN THE SUBZONE OF NORTH STEPPE

There have been investigated taxonomic, ecological, biomorphological, ecocoenotic and geographic structure of coastal and aquatic plant communities. There have been set, that the main factors influencing structural organization of plant communities are natural and anthropogenic impacts.

Key words: taxonomic, ecological, biomorphological, ecocoenotic and geographic structure, hydrophytic, hygrophytic and mezophytic plants, spectrum

УДК [556.55:556.114][447.63]

І.П. ТОРУБАРА¹, А.С. КИРИЛЕНКО¹, А.І. ДВОРЕЦЬКИЙ¹, О.С. СОСНОВЩЕНКО¹, В.В. ЗАЙЦЕВ², В.П. НЕЧЕПОРЕНКО³

¹ Дніпропетровський національний університет ім. О. Гончара
пр.-т. Гагаріна, 72, Дніпропетровськ 49050, Україна

² Дніпропетровська обласна санітарно-епідеміологічна станція
вул. Філософська, 39а, Дніпропетровськ 49600, Україна

³ Державне комунальне виробниче підприємство «Дніпроводоканал»
вул. Красна, 21а, Дніпропетровськ 49101, Україна

ДИНАМІКА МІНЕРАЛЬНИХ ФОРМ АЗОТУ У ВОДІ ВЕРХНЬОЇ ЧАСТИНИ ДНІПРОВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

Згідно ретроспективних та сучасних даних про динаміку мінеральних форм азоту у Дніпровському водосховищі основними чинниками впливу є антропогенна складова: поверхневий стік та бокові притоки. У процесі самоочищення на верхній ділянці Дніпровського водосховища відбувається відновлення якості води за вказаними показниками до рівнів, що фіксуються вище скидів м. Дніпродзержинська.

Ключові слова: Дніпровське водосховище, аміак, амонійний азот, нітрити, нітрати

Дніпровське водосховище належить до водосховищ комплексного призначення і використовується для питних, рекреаційних, рибогосподарських та комунально-побутових потреб населення. Найбільшого антропогенного впливу зазнають верхня ділянка водосховища та річки Самара, Мокра Сура, що в нього впадають, оскільки в них скидаються неочищені або недостатньо очищені стічні води промислових підприємств міст Дніпропетровська, Дніпродзержинська, Центрального та Західного Донбасу [4, 5]. У складі стічних вод містяться завислі речовини, амонійний азот, залізо, важкі метали, нафтопродукти, роданіди та інші хімічні сполуки. Основним джерелом забруднення водосховища є м. Дніпродзержинськ. За показниками вмісту мінеральних форм азоту (табл. 1) найбільшими промисловими об'єктами-забруднювачами є: ВАТ "Дніпровський металургійний комбінат", ВАТ "ДніпроАзот", ВАТ "Дніпровагонмаш", ДП "Смоли", КП "Екоантилід".

Таблиця 1

Скиди основних промислових підприємств-забруднювачів м. Дніпродзержинська у 2005-2009 рр. (середні значення)

Підприємство	Обсяг стоків, тис. м ³ /рік	Обсяг скидів мінеральних форм азоту за рік, кг		
		Азот амонійний	Нітрити	Нітрати
ВАТ "Дніпровський металургійний завод"	103599,82	39137,00	19671,91	350020,59
ВАТ "ДніпроАзот"	3086,56	25298,76	10918,82	87280,59
КП "Еккоантилід"	411,52	25298,76	3532,94	189560,22
ДП "Смоли"	350,16	322,31	126,20	1113,29
ВАТ "Дніпровагонмаш"	402,26	18307,62	4995,59	161016,52

Мета роботи – встановити вплив м. Дніпродзержинська на питні водозабори м. Дніпропетровська за показниками вмісту неорганічних форм азоту.

Матеріал і методи досліджень

Ретроспективні дані з моменту створення водосховища наведено за результатами досліджень співробітників ДНУ, санепідслужби Дніпропетровської області та насосно-фільтрувальних станцій МКП “Дніпроводоканал”.

Проби води відбирали посезонно в точках: навпроти смт. Аули, смт. Карнаухівка, Ломовської і Кайдакської НФС. Відбір проб води здійснювали в поверхневому шарі на глибині близько 0,5–1,0 м у скляні пляшки ємністю до 5 дм³.

Вміст неорганічних форм азоту визначали фотометричним методом з використанням реактиву Несслера (амонійний азот), сульфанілової кислоти і α -нафтиламіну (реактив Грісса; нітрит-іони) та саліцилової кислоти (нітрат-іони) [7].

Результати досліджень та їх обговорення

Вміст показників азотної групи в період природного річкового режиму р. Дніпро (1929–1930 рр.) становив: амонійний азот – 0,005 мг/дм³; нітрити – 0,004 мг/дм³; нітрати – 0,3 мг/дм³ [1–3]. Перше зростання концентрації азотних сполук простежується в період створення водосховища (1931–1934 рр.). Аналогічне явище спостерігається в період відтворення його після війни (1947–1957 рр.). У ці роки вміст амонійного азоту збільшився на 210–460%, нітритів – 100–630%, нітратів – 50–120% порівняно з 1929 р. Друге підвищення (для амонійного азоту – гострий пік, для нітратного – більш плавний) стався у зв’язку з зарегулюванням вище розташованої ділянки річки в період створення Кременчуцького (1959–1961 рр.), а пізніше, Дніпродзержинського водосховищ (1963–1964 рр.). Вміст амонійного азоту в цей час зріс на 370–600%, нітритів – 600–800%, нітратів – 50–97% порівняно з 1929 р. Створення Дніпродзержинського водосховища не внесло істотних змін в їхню динаміку. В цілому, спостерігається зниження рівня нітрат-іонів за останні 15 років, що пояснюється спадом виробництва. Протягом 1993–2000 рр. концентрації нітратів не перевищували норми для водойм рибогосподарського призначення та питного водопостачання. У 2002–2005 рр. простежується деяке збільшення вмісту нітратів. Це може бути пов’язано з збільшенням скидів азотовмісних речовин підприємствами. Істотних змін за показниками амонійного азоту і нітритів у 2007–2009 рр. не встановлено.

Згідно літературних даних в сезонному аспекті коливання концентрацій наведених компонентів мають подібні закономірності. Вміст амонійного азоту, нітритів і нітратів збільшується у воді з осені до максимумів в зимовий період. Навесні рівні показників азотної групи мінімальні. Оскільки Дніпровське водосховище належить до евтрофних водойм, іноді в літній період у пробах води нітрати та нітрити відсутні. При цьому встановлено неоднорідність їхнього розподілу по акваторії водосховища та їхню залежність від динаміки фітопланктону [6]. Слід зазначити, що амплітуда їхніх коливань у багаторічному аспекті знизилася порівняно з 1960–1965 рр., але залишається вищою, ніж у річці до зарегулювання.

Узагальнюючи викладений вище аналіз динаміки вмісту мінеральних форм азоту, можна зробити висновок про збільшення їхнього рівня у воді Дніпровського водосховища, що пов’язано, насамперед, з антропогенними чинниками: скидом господарсько-побутових стоків, гідробудівництвом, розвитком промисловості та сільського господарства.

Проведено порівняльний аналіз забруднення води вниз за течією від смт. Аули до питних водозаборів м. Дніпропетровська (табл. 2). Аналізуючи динаміку показників азотної групи, можна зробити висновок, що вода найбільше забруднена нітрат-іонами. Навпроти смт. Карнаухівка спостерігається істотне збільшення вмісту нітратів у воді порівняно з пунктом навпроти смт. Аули, особливо навесні. Це відбувається, очевидно, унаслідок забруднення цієї ділянки водосховища стоками підприємств м. Дніпродзержинська (табл. 1). У межах акваторій м. Дніпропетровська в районі Ломовської та Кайдакської НФС вміст нітратів у воді знижується і наближається до рівнів, що характерні для води поблизу смт. Аули (табл. 2).

Динаміка показників азотної групи за течією

Станції відбору проб	Пори року	Амонійний азот, мг/дм ³			Нітрити, мг/дм ³			Нітрати, мг/дм ³		
		2007	2008	2009	2007	2008	2009	2007	2008	2009
с. Аули	зима	0,25	0,23	0,5	0,047	0,06	0,22	2,65	<2,25	3,19
	весна	0,20	0,14	<0,08	0,031	0,055	0,035	2,98	<2,25	<2,25
	літо	0,19	0,18	0,14	0,12	0,06	0,14	<2,25	<2,25	<2,25
	осінь	0,30	0,25	0,5	0,018	0,055	0,012	<2,25	<2,25	<2,25
с. Карнаухівка	зима	0,91	1,19	0,47	0,34	0,27	0,51	17,88	21,0	8,6
	весна	0,98	1,49	1,4	0,24	0,26	0,33	29,22	44,2	16,4
	літо	0,21	0,78	0,23	0,19	0,50	0,23	3,34	8,95	7,8
	осінь	0,51	1,9	0,203	0,19	0,48	0,35	5,71	12,8	9,93
Ломовська НФС	зима	0,326	0,131	0,17	0,054	0,004	0,17	0,054	4,666	3,063
	весна	0,216	0,132	<0,077	0,044	0,03	<0,077	2,34	4,846	2,27
	літо	0,261	0,161	0,128	0,03	0,002	0,056	<2,25	<2,25	<2,25
	осінь	0,283	0,17	0,231	0,005	0,009	0,028	<2,25	<2,25	<2,25
Кайдакська НФС	зима	0,329	0,128	0,195	0,041	0,005	0,195	0,041	4,608	<2,25
	весна	0,253	0,137	<0,077	0,037	0,025	<0,077	2,30	4,797	<2,25
	літо	0,234	0,21	0,155	0,919	0,025	<0,077	<2,25	<2,25	<2,25
	осінь	0,266	0,17	0,102	0,006	0,01	0,030	<2,25	<2,25	<2,25

Висновки

Отже, дослідження динаміки показників азотної групи показали, що, незважаючи на значне надходження забруднювальних речовин із стічними водами підприємств м. Дніпродзержинська, істотного забруднення акваторії Дніпровського водосховища за вмістом мінеральних форм азоту в районі Кайдакського і Ломовського питних водозаборів не виявлено, що пояснюється головним чином розведенням стічних вод великими обсягами природного водного стоку р. Дніпро.

1. Гусинська С.А. Хімічний склад води порожистої частини Дніпра, допливів та водойм 11 балок та зміни в хімії, викликані побудуванням греблі Дніпрельстану / С.А. Гусинська // Там же. – 1937. – Т. 2.
2. Гусинська С.А. Гідрохімія Дніпровського водосховища / С.А. Гусинська // Вісник Дніпропетровської гідробіологічної станції. – 1938. – Т. 3. – С. 304–368.
3. Денисова А.И. Донные отложения водохранилищ и их влияние на качество воды / А.И. Денисова, Е.П. Нахшина, Б.И. Новиков, А.К. Рябов. – К.: Наук. думка, 1987. – 164 с.
4. Дворецкий А.И. Современное гидроэкологическое состояние Днепровского водохранилища при влиянии антропогенных факторов / А.И. Дворецкий, Л.И. Цегельник, Е.А. Мурзина, А.С. Белокоп. – Там же – 2001. – № 3(14). – С. 49–50.
5. Дворецкий А.И. Сучасний гідроекологічний стан екосистеми Дніпровського водосховища / А.И. Дворецкий, О.С. Кириленко, А.С. Білокоп та ін. // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер.: Біологія. Спец. вип. Гідроекологія. – 2005. – № 3(26) – С. 135–136.
6. Запорожское водохранилище / А.И. Дворецкий, С.П. Рябов, Г.П. Емец и др. – Днепропетровск: Изд-во Днепротр. ун-та, 2000. – 172 с.
7. Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши / Под ред. А.Д. Семенова. – Л.: Гидрометеиздат. – 1977. – 542 с.

И.П. Торубара¹, А.С. Кириленко¹, А.И. Дворецкий¹, О.С. Сосновченко¹, В.В. Зайцев²,
В.П. Нечепоренко³

¹Днепропетровский национальный университет им. О. Гончара, Украина

²Днепропетровская областная санитарно-эпидемиологическая станция, Украина

³Государственное коммунальное производственное предприятие «Днипротрансгаз», Днепропетровск, Украина

ДИНАМИКА МИНЕРАЛЬНЫХ ФОРМ АЗОТА В ВОДЕ ВЕРХНЕЙ ЧАСТИ ДНЕПРОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

По ретроспективным и современным данным о динамике минеральных форм азота в Днепровском водохранилище основными факторами влияния является антропогенная составляющая: поверхностный сток и боковые притоки. В процессе самоочищения на верхнем участке Днепровского водохранилища происходит восстановление качества воды по указанным показателям к уровням, которые фиксируются выше сбросов г. Днепропетровска.

Ключевые слова: Днепровское водохранилище, аммиак, аммонийный азот, нитриты, нитраты

I.P. Torubara¹, A.S. Kirilenko¹, A.I. Dvoretzkiy¹, O.S. Sosnovshchenko¹, V.V. Zaytsev²,
V.P. Necheporenko³

¹ Oles Honchar Dnipropetrovsk National University, Ukraine

² Dnipropetrovsk Sanitary Epidemiology Station, Ukraine

³ State Communal Production enterprise of «Dniprovodokanal», Dnipropetrovsk, Ukraine

DYNAMICS OF MINERAL FORMS OF NITROGEN IN WATER OF OVERHEAD PART OF DNIEPER RESERVOIR

Retrospective and current data on the dynamics of mineral forms of nitrogen in the Dnieper reservoir main factors of influence is an anthropogenic component, surface runoff and lateral inflows. In the process of purification in the upper section of the Dnieper reservoirs is restoration of water quality on these indicators to levels that are fixed above the discharge of Dniprodzerzhinsk.

Key words: Dnieper reservoir, ammonia, ammonia nitrogen, nitrites, nitrates

УДК [005.962:574.5(28)] (581.526.325+591.524.11+581.526.3)

В.В. ТРИЛІС, Г.О. КАРПОВА, Т.М. НОВОСЬОЛОВА, Н.Г. ПАНЬКОВА

Інститут гідробіології НАН України

пр-т Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210

ГІДРОБІОЛОГІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА РЕФЕРЕНЦІЙНОЇ ДІЛЯНКИ Р. СЛУЧ (ПРИТОКА Р. ГОРИНЬ)

Дана гідробіологічна характеристика (макрофіти, фітопланктон, макрозообентос, іхтіофауна) ділянки р. Случ для визначення біологічних складових референційних умов річкових систем такого типу.

Ключові слова: р. Случ, референційна ділянка, фітопланктон, макрозообентос, іхтіофауна, макрофіти

На сучасному етапі розвитку водної політики країн ЄС Водна Рамкова Директива (ВРД) є головним законодавчим документом. Відповідно до її положень одним з перших кроків до досягнення доброго екологічного стану водних об'єктів є виявлення типоспецифічних референційних умов (під якими розуміють такий стан водного об'єкту, за якого відсутні або мають місце незначні зміни складових якості: гідроморфологічні, фізико-хімічні, біологічні) [2].

Метою цієї роботи є визначення біологічних складових референційних умов однієї з найменш антропогенно змінених ділянок р. Случ.

Матеріал і методи досліджень

Річка Случ є притокою Дніпра третього порядку (найбільша притока р. Горинь, правої притоки р. Прип'ять), довжина 450 км, площа водозбору – 13800 км², басейн розташований на Волино-Подільській височині та Поліській низовині. Досліджена ділянка р. Случ належить до екорегіону Східні рівнини та типу Великі річки у кристалічних породах на низовині [2]. Тут річка прорізає кристалічний щит і виходить на низовину, тому для русла характерні пороги і перекати та значна швидкість течії (коливається від 2 м/с на порогах до 0,2 м/с на плесах). Ґрунт – найчастіше пісок, іноді гравій або валуни, на плесах можливе часткове замулення. Такий тип річкового русла достатньо типовий для річок України, що прорізають Український гранітний щит (Уборть, Рось, Тетерів, Уж, Південний Буг, Гірський Тікич, Збруч, Смотрич та ін.).

Залісненість водозбірної площі, природний гідрологічний режим, відсутність великих міст обумовлюють збереження екосистеми річки у природному стані, що підтримується також спеціальним режимом природокористування у межах Регіонального ландшафтного парку «Надслучанський» та ландшафтного заказника «Соколині Гори». Довжина ділянки від с. Більчаки до с. Соснове близько 15 км. Заплава практично відсутня, високі береги з виходами скель обмежують сільськогосподарське використання прибережної смуги, що також позитивно впливає на екологічний стан річки [1].

Дослідження здійснювались у червні 2007 р. за стандартними гідробіологічними методиками [4]. Була проведена геоботанічна зйомка з визначенням флористичного та фітоценотичного складу, особливостей заростання макрофітами. Гідробіологічні проби збирались окремо на плесах та

перекатах, проводився ручний збір макробезхребетних з річкових субстратів. Іхтіофауна досліджувалась ставними сітками (вічко 25 мм, 30 та 40 мм), мальковим сачком та опитуванням місцевих рибалок.

Результати досліджень та їх обговорення

Ділянка річки характеризується високим біорізноманіттям гідробіонтів, а також наявністю рідкісних та зникаючих видів. Зокрема, 5 видів риб з місцевої іхтіофауни внесено до Червоної книги України (марена дніпровська *Barbus borysthenticus* Dyb., минь *Lota lota* (L.), елец *Leuciscus leuciscus* (L.), бистрянкa російська *Alburnoides bipunctatus rossicus* Berg, карась золотий *Carassius carassius* (L.), та ще 6 входять до різних міжнародних списків видів риб, що потребують охорони (рибець, підуст, гірчак, бичок-підциник, в'юн, сом).

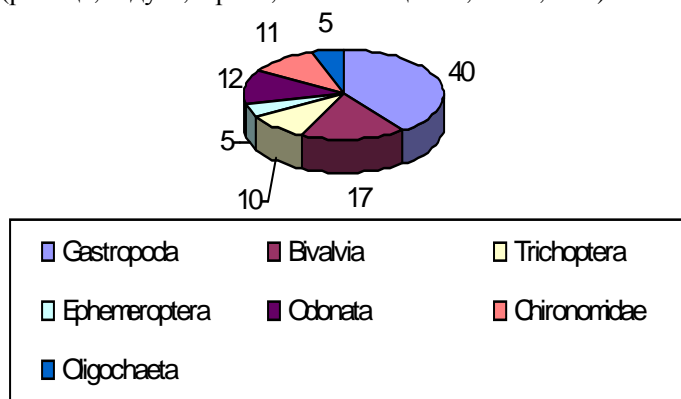


Рис. Співвідношення основних груп макробезхребетних у р. Случ на території РЛП "Надслучанський" (%)

Всього на досліджуваній ділянці річки трапляється 26 видів риб: плітка *Rutilus rutilus* (L.), краснопёрка *Scardinius erythrophthalmus* (L.), головень *Leuciscus cephalus* (L.), густера *Blicca bjoerkna* (L.), карась срібний *Carassius auratus gibelio* (Bloch.), карась золотий *Carassius carassius* (L.), лин *Tinca tinca* (L.), лящ *Abramis brama* (L.), в'язь *Leuciscus idus* (L.), підуст *Chondrostoma nasus* (L.), рибець *Vimba vimba* (L.), короп *Cyprinus carpio* (L.), елец *Leuciscus leuciscus* (L.), бистрянкa *Alburnoides bipunctatus rossicus* Berg, укля *Alburnus alburnus* (L.), гірчак *Rhodeus sericeus* (Pall.), вівсянка *Leucaspis delineatus* (Heck.), окунь *Perca fluviatilis* L., судак *Stizostedion lucioperca* (L.), щука *Esox lucius* L., сом *Silurus glanis* (L.), марена дніпровська *Barbus borysthenticus* Dyb., минь *Lota lota* (L.), в'юн *Misgurnus fossilis* L., пічкур *Gobio gobio* (L.), бичок-підциник *Neogobius fluviatilis* (Pall.). Найбільш масовими є плітка, укля, головень, карась срібний. До масових видів належить також марена дніпровська, що унікально для цього зникаючого виду. Окремі її особини тут виростають до маси 3–4 кг. Можливо, місцева популяція марени є найбільшою в Україні, бо в інших місцезнаходженнях цей вид дуже малочисельний.

Фауна водних безхребетних також різноманітна і налічує 48 видів з 16 таксономічних груп (рис.). Типовими та численними є такі біомаркерні групи: одноденки Ephemeroptera (3 види), волохокрильці Trichoptera (4 види), а також річковий рак *Astacus leptodactylus*. Найбільше різноманіття (35 видів) характерне для фітофільних угруповань безхребетних, зообентос дещо бідніший (17 видів). За біомасою зазвичай домінують молюски, причому на перекатах це *Theodoxus fluviatilis* та представники Sphaeriidae, а на плесах *Viviparus viviparus* разом з представниками Unionidae. Біомаса молюсків сягає на перекатах 14,2 г/м², а на плесах – 157,5 г/м². Середня біомаса «м'якого» бентосу на плесах складає 3,9 г/м², на перекатах – 6,7 г/м², причому на перекатах донна фауна збагачується реофільними видами (*Cryptochironomus anomalus*, *Limnochironomus nervosus*). Видовий склад донних угруповань плесів та перекатів досить розбіжний (коефіцієнт Серенсена 0,4), що свідчить про позитивну роль перекатів у підвищенні біорізноманіття. За біотичним індексом TBI (Trent Biotic Index), який складає 6–7, досліджувана ділянка річки відповідає II класу чистоти (чиста).

У складі флори макрофітів ділянки р. Случ зареєстровано 45 видів рослин: макроводоростей – 1, мохоподібних – 1, насінневих – 43 види. Флора представлена кількома типами екобіоморф: гідрофіти – 16 видів (з них занурених – 10, з плаваючим листям – 6), гелофіти – 12 видів. Група прибережних рослин (гідрофіти, гігромезофіти) складається порівняно з невеликого числа видів (17) внаслідок значного похилу берегів та нерозвиненості прибережної зони. Великого розвитку досягав реофільний та алювіальний комплекс видів, що пов'язано з збереженням природного гідрологічного режиму річки. На цій ділянці відмічені рідкісні реліктові види – глечики жовті

(*Nuphar lutea* (L.) Smith.), плавун щитолистий (*Nymphoides peltata* (S.G.Gmel.) O.Kuntze), які занесені до Червоного списку макрофітів [3], а останній вид – до Червоної книги України.

У складі водної рослинності виділено 15 угруповань. Домінуючими за площами є угруповання занурених рослин (ас. *Potametum perfoliati*, *Potametum lucentis*), а також зануреної екологічної форми сусака зонтичного – *Butomus umbellatus* f. *vallisneriifolia*, яка розвивається тільки в умовах значної течії. Серед рослинності з плаваючим листям у цих біотопах розвинуті угруповання: ас. *Potametum natantolucensis*, *Nymphoidetum peltatae*, *Nymphaeetum albo-luteae nupharetosum*. Повітряно-водна рослинність фрагментарно облямовує береги річки нешироким поясом (ас. *Phragmitetum communis*, *Glycerietum maximae*).

Характер заростання цієї ділянки обумовлений диференціацією русла на плеса та перекати. Для порівняно глибоководних плесів з повільною течією характерна незначна ступінь заростання (до 10%) лімнофільним комплексом видів. Перекати внаслідок складних гідродинамічних процесів заростають комплексною рослинністю. Ступінь заростання складає 70-90%, домінують угруповання *Butometum umbellati*, *Potametum perfoliati*, субдомінанти *Nymphoidetum peltatae*, *Nymphaeetum albo-luteae nupharetosum*.

Отже, референційними показниками макрофітів для річок такого типу є висока ступінь заростання русла (середня величина для ділянки 40–50%), домінування за площами реофільного комплексу рослинних угруповань (сусака зонтичного, рдесника пронизанolistого, плавуну щитолистого, глечиків жовтих). Характерною рисою є також значний розвиток рідкісних видів водної флори (*Nymphoides peltata*, *Nuphar lutea*), а також їх угруповань, що занесені до Зеленої книги України.

Видовий склад фітопланктону плесів представлений 25 видами та внутрішньовидовими таксонами, що відносяться до 6 відділів. Він формувався в основному зеленими хлорококковими – 17 таксонів; водорості інших відділів мали невелику представленість (синьозелені, криптофітові та діатомові – по 2, дінофітові та жовтозелені – по 1 таксону).

Чисельність фітопланктону (29,52 млн.кл./дм³) плеса переважно утворювалася в результаті розвитку хлорококкових, зокрема *Coelastrum microporum* Näg. in A.Br., криптофітових *Rhodomonas pusilla* (Bachm.) Javorn., синьозелених *Merismopedia punctata* Meyen. У формуванні біомаси (6,68 мг/дм³) головну роль відігравали діатомові *Stephanodiscus hantzschii* Grun., криптофітові *Rhodomonas pusilla* (Bachm.) Javorn. та зелені хлорококові.

На перекаті фітопланктон характеризувався дещо багатшим видовим складом – 30 таксонів з 6 відділів: синьозелені, дінофітові, евгленові та жовтозелені – по 1 виду, зелені – 22, та діатомові – 4 види. Чисельність – 20,05 млн.кл./дм³, біомаса – 3,23 мг/дм³. Домінували за цими показниками зелені, головним чином *Coelastrum microporum*, за біомасою до складу домінантного комплексу входив ще і *Gymnodinium* sp.

Значення індексу Шенона тут коливаються в межах 3,02–3,78, що свідчить про полідомінантний характер розподілу видів у фітопланктонних угрупованнях.

Згідно сапробіологічної класифікації поверхневих вод, визначеній за Пантле-Букком (відповідний індекс за фітопланктоном складав 2,01–2,05), досліджену нами ділянку русла р. Случ можна віднести до β'-мезосапробної зони, що відповідає II (чиста) класу якості вод.

Висновки

Структурні показники угруповань зообентосу, фітопланктону, вищої водної рослинності та риб дослідженої ділянки р. Случ у межах РЛП «Надслучанський» свідчать про збереження на цій ділянці високого біологічного різноманіття з переважанням насамперед реофільного комплексу видів та угруповань. За станом макробезхребетних та фітопланктону якість води відповідає II класу (чиста) та β'-мезосапробній зоні. Наявність значного числа рідкісних та індикаторних видів гідробіонтів підтверджує рекомендований референційний статус річкової екосистеми.

1. Афанасьєв С.О. Біорізноманіття та екологічний стан річкових систем басейну Прип'яті / С.О. Афанасьєв, Г.О. Карпова, В.В. Триліс // Створення транскордонного біосферного резервату та регіональної екологічної мережі в Поліссі. – К., 2008. – С. 111–122.
2. Водна рамкова Директива ЄС 2000/60/ЄС. – К., 2006. – 240 с.
3. Макрофіты-индикаторы изменений природной среды / под ред. С. Гейны, К.М. Сытника. – К.: Наук. думка. – 1993. – 432 с.
4. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / За ред. В.Д. Романенка. – К.: ЛОГОС, 2006. – 466 с.

В.В. Трылис, Г.О. Карпова, Т.М. Новоселова, Н.Г. Панькова

Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

**ГИДРОБИОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА РЕФЕРЕНСНОГО УЧАСТКА Р. СЛУЧ
(ПРИТОКА Р. ГОРЫНЬ)**

Дана гидробиологическая характеристика (макрофиты, фитопланктон, макрозообентос, ихтиофауна) участка р. Случь для определения биологических составных референсных условий речных систем данного типа.

Ключевые слова: р. Случь, референсный участок, фитопланктон, макрозообентос, ихтиофауна, макрофиты

V.V. Trylis, G.O. Karpova, T.M. Novoselova, N.G. Pan'kova

Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

**HYDROBIOLOGICAL CHARACTERISTIC REFERENCE CONDITIONS OF RIVER SYSTEM OF
R. SLUCH (IN INFLUX GORYN')**

Hydrobiological characteristic for identification biological components of reference conditions of river system of this type was done.

Key words: reference condition, Sluch, phytoplankton, macrozoobenthos, ichtiofauna, macrophytes

УДК [591.524.12:574.1] (285.33)

В.М. ТРОХИМЕЦЬ, І.С. БЕЗУГЛА, Б.П. ФЕСЯНОВ

Київський національний університет ім. Тараса Шевченка

вул. Володимирська, 64, Київ 01033, Україна

**СЕЗОННА ХАРАКТЕРИСТИКА ЛІТОРАЛЬНОГО
ЗООПЛАНКТОНУ ВЕРХІВ'Я КИЇВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА**

В роботі наведено дані щодо видового складу та щільності представників різних груп літорального зоопланктону у верхів'ї Київського водосховища в районі села Опачічі в різні сезони 2009 року.

Ключові слова: зоопланктон, Київське водосховище, еколого-фауністичний аналіз

Посилення антропогенного навантаження на різнотипні екосистеми спричинює їх значні зміни, що особливо добре помітно на прикладі водного середовища існування. Так, трансформація річок на водосховища, що характеризуються зовсім іншим гідрологічним режимом, викликає перебудову біотичної складової їх екосистем. Сукцесії спрямовані до поступової стабілізації екосистеми та досягнення гомеостазу на основі нового біорізноманіття. Подібну ситуацію можна спостерігати на водосховищах нашої країни. Особливої уваги заслуговує каскад дніпровських водосховищ, серед яких особливо цікавим є Київське водосховище, яке відчуло на собі потужний вплив аварії на Чорнобильській АЕС. Оскільки зоопланктон є індикаторною групою, то його вивчення дає можливість оцінити стан водойм, а також з'ясувати напрямки та наслідки сукцесійних змін. До цього часу роботи на Київському водосховищі мали переважно епізодичний характер [2, 6, 8]. Тому на сьогоднішній день існує нагальна потреба проведення комплексного та всебічного моніторингу, який дасть повну картину стану біоти дніпровських водосховищ. Мета досліджень – вивчити сучасний стан видового складу та щільності зоопланктону різних біотопів літоралі верхів'я Київського водосховища.

Матеріал і методи досліджень

Матеріалом послуговував зоопланктон, який був зібраний протягом трьох сезонів (весна, літо та осінь) 2009 року. Відбір матеріалу проводили на дослідній станції в районі села Опачічі, що розміщена в 100 м над рівнем моря за координатами: N 51°13.187' E 30°19.971'. Збір матеріалу проводили конічною планктонною сіткою [1] і пастками «АСТ» [9], а його аналіз – за допомогою загальноприйнятих методик [1, 3–5, 7]. Досліджували 2 біотопи – зарослий вищою водяною рослинністю та незарослий. Весною та восени зарослий біотоп був виражений слабкіше, ніж влітку.

Результати досліджень та їх обговорення

Об'єктом досліджень були представники трьох основних груп зоопланктону: коловертки (клас Rotatoria), гіллястовусі ракоподібні (ряд Cladocera) та веслоногі ракоподібні (клас Copepoda). У межах літоральної зони дослідної станції протягом року було зібрано 71 вид зоопланктону: коловертки – 22 види (вид *Brachionus calyciflorus* Pallas (1766) був представлений 5-ма підвидами, а *Brachionus quadridentatus* Hermann, 1783 – 4-ма); гіллястовусі ракоподібні – 35; веслоногі ракоподібні – 14 видів (табл.).

Таблиця

Сезонні зміни видового складу та щільності (екз/м³) літорального зоопланктону поблизу с. Опачічі у верхній частині Київського водосховища у 2009 році

№	Види	Сезон відбору проб	Весна		Літо		Осінь
			3	Н	3	Н	Н
Коловертки							
1	<i>Asplanchna priodonta</i> Gosse, 1850		20	100	20	—	поод.
2	<i>Asplanchna sieboldii</i> Leydig, 1854		поод.		—	—	—
3	<i>Brachionus angularis</i> Gosse, 1851		—	—	—	20	—
4	<i>Brachionus bennini</i> Leissling, 1924		поод.		20	—	—
5.1	<i>Brachionus calyciflorus amphiceros</i> Ehrenberg, 1838		—	—	поод.		—
5.2	<i>B. c. anureiformis</i> Brehm, 1909		40	—	—	—	—
5.3	<i>B. c. calyciflorus</i> Pallas, 1766		поод.		—	80	—
5.4	<i>B. c. dorcasi</i> Gosse, 1851		—	—	поод.		—
5.5	<i>B. c. spinosus</i> Wierzejski, 1891		поод.		—	—	20
6	<i>Brachionus diversicornis</i> Daday, 1883		—	—	поод.		—
7.1	<i>Brachionus quadridentatus ancylognathus</i> Schmarda, 1859		—	—	поод.		—
7.2	<i>B. q. cluniorbicularis</i> Skorikov, 1894		80	60	—	40	—
7.3	<i>B. q. quadridentatus</i> Hermann, 1783		40	—	—	—	—
7.4	<i>B. q. melheni</i> Barrois and Daday, 1894		поод.		поод.		—
8	<i>Brachionus nilsoni</i> Ahlstrom, 1940		80	20	—	—	—
9	<i>Brachionus urceus</i> Linnaeus, 1758		поод.		—	—	—
10	<i>Euchlanis lapidula</i> Parise, 1966		100	20	—	—	—
11	<i>Euchlanis deflexa</i> Gosse, 1851		400	40	поод.		—
12	<i>Euchlanis dilatata</i> Ehrenberg, 1832		880	100	20	—	—
13	<i>Euchlanis lyra</i> Hudson, 1886		поод.		20	—	—
14	<i>Euchlanis pyriformis</i> Gosse, 1851		поод.		—	—	—
15	<i>Keratella quadrata</i> O.F.Müller, 1786		80	40	—	—	—
16	<i>Filinia major</i> Colditz, 1914		20	—	—	—	—
17	<i>Polyarthra vulgaris</i> Carlin, 1943		—	—	—	20	—
18	<i>Synchaeta longipes</i> Gosse, 1887		поод.		—	—	—
19	<i>Synchaeta pectinata</i> Ehrenberg, 1832		40	—	—	—	—
20	<i>Testudinella patina</i> Hermann, 1783		поод.		—	—	—
21	<i>Trichotria pocillum</i> O.F.Müller, 1776		20	—	—	—	—
22	<i>Rotaria sp.</i> Scopoli, 1777		—	—	—	—	поод.
Σ	видів (щільність)		18 (1800)	15 (380)	8 (80)	6 (160)	3 (20)
Σ	видів у 2 біотопах		18		10		3
Гіллястовусі ракоподібні							
23	<i>Acroperus harpae</i> Baird 1835		поод.		60	—	40
24	<i>Alona intermedia</i> Sars, 1862		—	20	—	—	—
25	<i>Alona guttata</i> Sars, 1862		20	—	—	—	—
26	<i>Alona quadrangularis</i> O.F.Müller, 1776		—	80	поод.		20
27	<i>Alonella excisa</i> Fischer, 1854		—	20	—	—	—
28	<i>Alonella exiqua</i> Lilljeborg 1853		—	—	—	—	поод.
29	<i>Alonella nana</i> Baird, 1850		160	100	—	—	—
30	<i>Biapertura affinis</i> Leydig, 1860		—	—	40	—	—
31	<i>Bosmina crassicornis</i> Lilljeborg, 1887		поод.		поод.		—
32	<i>Bosmina longirostris</i> O.F.Müller, 1776		80	20	40	—	20
33	<i>Bosminopsis deitersi</i> Richard, 1895		—	—	60	160	—

ПРИСНОВОДНА ГІДРОБІОЛОГІЯ

Продовження таблиці						
34	<i>Ceriodaphnia affinis</i> Lilljeborg, 1900	20	поод	60	140	—
35	<i>Ceriodaphnia quadrangula</i> O.F.Müller, 1785	20	—	—	—	—
36	<i>Chydorus latus</i> Sars, 1862	поод.		200	40	—
37	<i>Chydorus ovalis</i> Kurz, 1875	120	40	40	20	—
38	<i>Chydorus sphaericus</i> O.F.Müller, 1785	2600	1400	40	—	20
39	<i>Daphnia cucullata</i> Sars, 1862	—	—	поод.		—
40	<i>Diaphanosoma brachyurum</i> Liévin, 1848	—	—	60	280	—
41	<i>Eurycercus lamellatus</i> O.F.Müller, 1776	—	—	60	20	—
42	<i>Graptoleberis testudinaria</i> Fischer, 1848	—	—	поод.		—
43	<i>Ilyocryptus agilis</i> Kurz, 1878	поод.		40	20	—
44	<i>Iliocryptus sordidus</i> Liévin, 1848	20	—	поод.		—
45	<i>Leydigia leydigii</i> Leydig, 1860	—	20	поод.		—
46	<i>Macrothrix hirsuticornis</i> Norman et Brady, 1867	—	—	поод.		—
47	<i>Moina rectirostris</i> Leydig, 1860	—	—	40	140	—
48	<i>Monospilus dispar</i> Sars, 1862	поод.		—	—	—
49	<i>Pleuroxus aduncus</i> Jurine, 1820	—	—	поод.		поод.
50	<i>Pleuroxus laevis</i> Sars, 1861	—	—	поод.		—
51	<i>Pleuroxus striatus</i> Schodler, 1863	—	—	поод.		—
52	<i>Pleuroxus trigonellus</i> O.F.Müller, 1776	—	20	поод.		поод.
53	<i>Polyphemus pediculus</i> Linnaeus, 1761	20	—	120	—	—
54	<i>Rhynchotalona rostrata</i> Koch, 1841	поод.		поод.		поод.
55	<i>Scapholeberis mucronata</i> O.F.Müller, 1776	40	20	40	—	—
56	<i>Sida crystallina</i> O.F.Müller, 1776	80	—	1540	80	—
57	<i>Simocephalus vetulus</i> O.F.Müller, 1776	—	40	60	40	—
Σ	видів (щільність)	17 (3180)	18 (1780)	28 (2500)	22 (940)	8 (100)
Σ	видів у 2 біотопах	23		28		8
Веслоногі ракоподібні						
58	<i>Acanthocyclops americanus</i> Marsh, 1893	20	60	80	—	20
59	<i>Diacyclops bicuspidatus</i> Claus, 1857	—	—	—	—	поод.
60	<i>Eucyclops denticulatus</i> Graeter, 1903	поод.		—	—	—
61	<i>Eucyclops macrurus</i> Sars, 1863	20	поод.	160	—	40
62	<i>Eucyclops serrulatus</i> Fischer, 1851	80	120	180	40	20
63	<i>Macrocyclus albidus</i> Jurine 1820	поод.		80	40	—
64	<i>Mesocyclops leuckarti</i> Claus, 1857	—	20	100	40	—
65	<i>Paracyclops affinis</i> Sars 1863	—	—	20	—	—
66	<i>Paracyclops fimbriatus</i> Fischer, 1853	поод.		20	—	—
67	<i>Thermocyclops crassus</i> Fischer, 1853	—	—	60	60	—
68	<i>Thermocyclops oithonoides</i> Keifer, 1978	поод.		60	—	—
69	<i>Eurytemora affinis</i> Poppe, 1880	—	—	поод.		—
70	<i>Eurytemora lacustris</i> Poppe, 1887	—	—	20	—	—
71	<i>Eurytemora velox</i> Lilljeborg, 1853	40	20	60	—	—
Σ	видів (щільність)	8 (160)	9 (220)	12 (840)	5 (180)	4 (80)
Σ	видів у 2 біотопах	9		12		4
Σ	видів усіх груп (щільність)	43 (5140)	42 (2380)	48 (3420)	33 (1280)	15 (200)
Личинкові стадії						
	Cladocera juv.	поод.		420	140	—
	Nauplia	860	620	360	360	100
	Calanoida juv.	—	—	поод.		—
	Cyclopoida juv.	440	520	640	520	80
Σ	Щільність личинок	1300	1140	1420	1020	180
Σ	Щільність усіх груп + личинки	6440	2600	4840	2300	380

Примітки: З – зарослий біотоп, Н – незарослий біотоп, поод. – представники зустрічаються поодинокі (пастки «АСТ»).

Навесні було відмічено 50 видів зоопланктону: коловертки – 18 видів; гіллястовусі – 23; веслоногі – 9 видів. Цікаво, що видова представленість на різних біотопах варіювала незначно: зарослий – 18 видів коловерток проти 15 незарослого, 17 видів гіллястовусих проти 18, 8 видів веслоногих проти 9. Індокси підтвердили дуже високу подібність видового складу різних біотопів: J (Жаккара)=70, J_{дом.} (Жаккара між домінантами)=100, S (Серенсена)=0,82. За щільністю домінували

гіллястовусі ракоподібні: зарості – 3180 екз/м³ із сумарних 5140 екз/м³ (сумарна щільність дорослих особин 3 груп зоопланктону); незаросла ділянка – 1780 екз/м³ із сумарних 2380 екз/м³. Домінантом на обох біотопах був *Chydorus sphaericus* O.F.Müller, 1776. Гіллястовусі переважали і за біомасою: зарослий біотоп – 0,046 г/м³ із сумарних 0,061 г/м³, незарослий – 0,031 г/м³ з сумарних 0,061 г/м³. Домінантом за біомасою був інший представник гіллястовусих – *Sida crystallina* O.F.Müller, 1776.

Влітку було виявлено 50 видів зоопланктону: коловертки – 10 видів; гіллястовусі ракоподібні – 28 види; веслоногі ракоподібні – 12. Кількість видів була такою ж навесні, але представленість різних груп зоопланктону значно змінилась: помітно зменшилось видове різноманіття коловерток (з 18 до 10), у той час як кількість видів ракоподібних значно збільшилась (з 32 до 40). Спільними виявились тільки 32 види з 50. Середній рівень подібності весняного та літнього зоопланктону показали й індекси: $J=47$, $J_{\text{дом.}}=0$, $S=0,64$. Видова представленість на різних біотопах варіювала значно більше, ніж весною: зарослий (48 видів) – 8 видів коловерток проти 6 незарослого (33 види), 28 видів гіллястовусих проти 22, 12 видів веслоногих проти 5. Видова подібність зоопланктону на різних біотопах була високою: $J=67$, $J_{\text{дом.}}=0$, $S=0,78$. Гіллястовусі ракоподібні домінували й за щільністю: зарості – 2500 екз/м³ із сумарних 3420 екз/м³; незаросла ділянка – 940 екз/м³ із сумарних 1280 екз/м³. Домінант був виражений тільки в межах зарослого біотопу – *S. crystallina* (1540 екз/м³). Переважали гіллястовусі і за біомасою: зарослий біотоп – 0,531 г/м³ із сумарних 0,588 г/м³, незарослий – 0,071 г/м³ із сумарних 0,085 г/м³. Домінант за біомасою був той самий – *S. crystallina*.

Восени було відмічено 15 видів зоопланктону: коловертки – 3 види; гіллястовусі ракоподібні – 8; веслоногі ракоподібні – 4. Кількість видів була набагато меншою, ніж навесні та влітку, хоча домінувати продовжували гіллястовусі. Індекси показали дуже низький ступінь подібності видового складу осіннього літорального зоопланктону з таким в інші сезони: весна та осінь – $J=20$, $J_{\text{дом.}}=0$, $S=0,34$; літо та осінь – $J=20$, $J_{\text{дом.}}=0$, $S=0,34$. Низьку видову представленість можна пояснити тим, що був виражений тільки незарослий біотоп, на якому за щільністю домінували гіллястовусі, хоча і не з такою перевагою, як у попередні сезони року (100 екз/м³ із сумарних 200 екз/м³), а за біомасою – веслоногі (0,005 г/м³ із сумарних 0,007 г/м³). Чітко вираженого домінанта не було.

Висновки

1. У межах літоральної зони станції поблизу села Опачічі протягом року було відмічено 71 вид зоопланктону: коловертки – 22 види (*B. calyciflorus* був представлений 5-ма підвидами, а *B. quadridentatus* – 4-ма); гіллястовусі ракоподібні – 35; веслоногі ракоподібні – 14. За видовою представленістю протягом року домінували гіллястовусі: весна – 23 види з 50, літо – 28 із 50, осінь – 8 із 15.
2. Подібність списків видів зоопланктону зарослого і незарослого біотопів весною та влітку була високою: – $J=67-70$, $J_{\text{дом.}}=0-100$, $S=0,78-0,82$. В той же час сезонна динаміка змін видового складу була значна: $J=20-47$, $J_{\text{дом.}}=0$, $S=0,34-0,64$
3. Протягом року відбувалась зміна домінантів – навесні переважав *Ch. sphaericus*, влітку – *S. crystallina*. Представники гіллястовусих домінували протягом року і за щільністю, складаючи весною 1780–3180, влітку – 940–2500, восени – 100 екз/м³, і за біомасою.

1. Жадин В.Н. Методы гидробиологического исследования / В.Н. Жадин. – М.: Высшая школа, 1960. – 192 с.
2. Зимбалевская Л.Н. Беспозвоночные и рыбы Днепра и его водохранилищ / Л.Н. Зимбалевская, П.Г. Сухойван, М.И. Черногоренко [и др.] – К.: Наук. думка, 1989. – 248 с.
3. Кутикова Л.А. Коловратки фауны СССР / Л.А. Кутикова. – Л.: Наука, 1970. – 744 с.
4. Мануйлова Е.Ф. Ветвистоусые рачки (Cladocera) фауны СССР / Е.Ф. Мануйлова. – М.–Л.: Наука, 1964. – 327 с.
5. Монченко В.І. Щелепнороти циклоподібні, циклопи / В.І. Монченко. – К.: Наук. думка, 1974. – 450 с.
6. Пашкова О.В. Биоразнообразие придонного зоопланктона мелководий Киевского водохранилища и его пространственно-временная динамика / О.В. Пашкова // Гидробиол. журн. – 2008. – Т. 44, № 1. – С. 25–44.
7. Песенко Ю.А. Принципы и методы количественного анализа в фаунистических исследованиях / Ю.А. Песенко. – М.: Наука, 1982. – 287 с.
8. Семёнова Л.М. Состояние зоопланктона в водоёме-охладителе Чернобыльской АЭС и в верховьях Киевского водохранилища / Л.М. Семёнова // Биология внутр. вод. – 2009. – № 3. – С. 79–86.
9. Трохимець В.М. Методика вивчення розподілу і поведінки зоопланктону та молоді риб у прибережній зоні водойм / В.М. Трохимець, В.Р. Алексієнко, В.В. Серебряков // Вісн. Київ. ун-ту. Сер. Біологія. – 2001. – Вип. 34. – С. 23–26.

В.М. Трохимец, І.С. Безугла, Б.П. Фесянов

Киевский национальный университет им. Тараса Шевченко, Украина

СЕЗОННАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ЛИТОРАЛЬНОГО ЗООПЛАНКТОНА ВЕРХОВЬЯ КИЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

В работе приведены данные относительно видового состава и плотности представителей разных групп литорального зоопланктона в верховье Киевского водохранилища в районе села Опачичи в різні сезони 2009 года.

Ключевые слова: зоопланктон, Киевское водохранилище, эколого-фаунистический анализ

V.M. Trokhymets', I.S. Bezugla, B.P. Fesjanov

Taras Shevchenko National University of Kyiv, Ukraine

SEASONAL DESCRIPTION OF LITTORAL ZOOPLANKTON IN THE UPPER PART OF KIEV RESERVOIR

In the work information is resulted in relation to species composition and closeness of different groups of littoral zooplankton in the upper part of Kyiv reservoir near Opachichi village in different seasons of 2009 year.

Key words: zooplankton, Kyiv reservoir

УДК [594.32:556.11]

О.І. УВАЄВА, А.П. СТАДНИЧЕНКО, Н.О. ФЕДОРЕНКО

Житомирський державний університет ім. Івана Франка

вул. В. Бердичівська, 40, Житомир 10008, Україна

РОЛЬ ПЕРЕДНЬОЗЯБРОВИХ МОЛЮСКІВ В ОСАДЖЕННІ ЗАВИСІВ ЗА РІЗНОЇ ЇХ ЩІЛЬНОСТІ ПОСЕЛЕННЯ

Експериментальними дослідженнями встановлено, що *V. contectus*, будучи активними фільтраторами і седиментаторами, здійснюють очищення води від зависей. Швидкість фільтрації і седиментації залежить від щільності поселення молюсків. Найбільший результат фільтраційної діяльності спостерігаються за щільності поселення 4 екз. на 250 мл води.

Ключові слова: молюски, фільтрація, седиментація, щільність поселення

Ефект освітлення води, зумовлений фільтраційною роботою двостулкових молюсків, відомий давно і описаний у низці наукових робіт [1, 2, 4, 5]. Разом з тим, майже відсутня інформація про фільтраційну діяльність передньозябрових молюсків і їх роль у процесах самоочищення водойм. Ці молюски разом з іншими гідробіонтами-фільтраторами беруть участь у седиментації-перенесенні частини зависів з водної товщі у донні відклади. Мінеральні і органічні часточки, що потрапляють до нижньої половини мантийної порожнини молюсків у вигляді аглютинованих слизом комочків (псевдофекалій), виштовхуються тваринами назовні і осідають на дно водойм.

Згідно наших даних чисельність живородок (Mollusca: Gastropoda: Viviparidae) у річках і озерах Центрального Полісся за сприятливих екологічних умов може досягати значних величин – до 123–234 екз./м², їх біомаса становить – 590–1193 г/м². За такої чисельності і біомаси ця група молюсків відіграє важливу роль в осадженні зависів. На цей процес, безперечно, впливають абіотичні, біотичні і антропогенні чинники. Нами проведено низку дослідів з з'ясування впливу щільності поселення молюсків на їх фільтраційну та седиментаційну активність.

Метою роботи було дослідження особливості фільтраційної та седиментаційної діяльності *Viviparus contectus* (Millet, 1813) за різної щільності поселення молюсків.

Матеріал і методи досліджень

Для дослідів були використані *V. contectus* (108 екз.) з р. Гуйва (сmt. Новогуївинськ Житомирської обл.). Робота проводилась протягом 2009–2010 рр. Перед початком досліджень тварин протягом 14 діб аклімували до лабораторних умов за температури 18–20⁰С. Тварин очищали від обростань і

донних відкладів. Щоб запобігти хронічному впливові на піддослідних тварин їх власних екзометаболітів, в акваріумах щодоби змінювали воду.

Досліди здійснювали у стаканах різної ємності, в які вносили зависі сірої глини (20–22 мг/дм³), попередньо відстояні протягом двох год.. За цей час найважчі фракції осідали на дно посудини, що значно зменшувало можливість небіологічного (фізичного) осадження часток в експерименті. Зміни кількості завислих частинок у досліджуваних стаканах визначали за змінами оптичної густини води, яку виміряли фотометрично на КФК-3 при 550 нм (довжина оптичного шляху 50 мм). Для розрахунку концентрації зависів попередньо будували калібрувальні графіки, в яких визначався зв'язок концентрації зависів з оптичною густиною води. Швидкість фільтрації (F) визначали непрямым методом за різницею концентрації зависів глини на початку і в кінці досліду, враховуючи небіологічне осадження глини за формулою [1].

Для вимірювання швидкості седиментації (S) (кількість осаджених зависів однією особиною протягом 1 год) використовували формулу [3]. Масу молюсків вимірювали на електронних вагах лабораторних ТВЕ-0,3-0,01. Всі досліди здійснювали у триразовій повторюваності.

Результати досліджень та їх обговорення

Під час експерименту (1 год) у результаті фільтрації води однією особиною (самки 3-річного віку масою 3,5 г) у 100 мл води концентрація зависів зменшувалась з 20–22 мг/дм³ до 2–6 мг/дм³, кількість седиментованого одним молюском осаду становить $7,6 \cdot 10^{-3}$ г/екз.•год. Протягом цього часу прозорість води повністю відновлювалась.

Для дослідження впливу щільності поселення молюсків на їх фільтраційну здатність брали 5 стаканів по 250 мл зависів глини у кожному. У 1-ий з них поміщали одного молюска, в 2-ий – 2, в 3-ій – 4, в 4-ий – 8, в 5-ий – 16 молюсків, 6-ий – залишали пустим (контроль). Отримані результати (табл. 1) показали, що з збільшенням кількості молюсків у дослідних стаканчиках F спочатку збільшувалась і досягла максимального значення у стаканчику, де було 4 молюски і на кожного припадало по 62,5 мл зависів. Далі з збільшенням кількості молюсків F зменшується. Найменша F відмічена за наявності 16 молюсків у 250 мл води. Отже, за оптимальну у даному випадку чисельність молюсків можна прийняти щільність поселення 4 екз. на 250 мл води. З відхиленням чисельності тварин у дослідних стаканчиках від оптимальної фільтрація зменшується.

Таблиця 1

Вплив щільності поселення молюсків на їх фільтраційну активність

Кількість молюсків, екз.	1	2	4	8	16
Швидкість фільтрації (F), мл/екз.•год.	17	32	42	27	15
Швидкість седиментації (S), г/екз.•год.	0,0048	0,0090	0,0100	0,0075	0,0040
Висота черепашки, мм	2,5	2,5–26	2,5–26	2,5–26	2,5–26
Маса молюсків, г	3,6	3,7–3,8	3,6–3,7	3,5–3,7	3,6–3,8

Можна припустити, що зменшення швидкості фільтрації за чисельності молюсків, яка більша за оптимальну, обумовлено зменшенням об'єму води, що припадає на одну тварину. Для перевірки цього припущення нами поставлено дослід за такою схемою: п'ять стаканів було заповнено різною кількістю води з зависами глини: 1-ий – 250 мл, 2-ий – 125, 3-ий – 62,5, 4-ий – 31,2, 5-ий – 15,6 мл. У кожний стакан поміщали по одній тварині. F визначали у 1-ому стакані через 4 год, у 2-ому – через 3, в 3-ьому – через 2, у 4-ому і 5-ому – через 1 год. З отриманих даних (табл. 2) видно, що F одного молюска не залежить від об'єму зависів, у яких він знаходиться.

Таблиця 2

Зміни швидкості фільтрації одним молюском залежно від об'єму води

Об'єм зависів, мл	Висота черепашки, мм	Маса молюсків, г	Швидкість фільтрації (F), мл/екз.•год	
			$x \pm m_x$	min–max
250	2,6–2,7	3,5–3,7	$47 \pm 8,6$	34–56
125	2,7–2,8	3,4–3,6	$50 \pm 7,3$	39–61
62,5	2,7	3,6–3,7	$49 \pm 3,3$	45–54
31,2	2,8	3,7–3,8	$40 \pm 6,2$	31–49
15,6	2,7–2,8	3,6–3,7	$41 \pm 5,3$	33–49

Приблизно таку ж закономірність виявлено нами не лише для самок, але і для самців, а також для молодших (2-х річних) та старших (4-х річних) молюсків.

Висновки

Зменшення швидкості фільтрації при збільшенні чисельності молюсків у досліді обумовлено, ймовірно, дефіцитом кисню у зв'язку з збільшенням кількості молюсків.

1. Алимов А.Ф. Функциональная экология пресноводных двустворчатых моллюсков / А.Ф. Алимов. – Л.: Наука, 1981. – 248 с.
2. Золотницький А.П. Біологічні основи культивування промислових двостулкових молюсків (Bivalvia, Mytiliformes) в Чорному морі : автореф. дис. ... канд. біол. наук / А.П. Золотницький. – Київ, 2004. – 39 с.
3. Модельні групи безхребетних тварин як індикатори радіоактивного забруднення екосистем / П.Г. Балан, Р.З. Вексларський, Ю.Г. Вервес, В.М. Войціцький [та ін.]. – К.: Фітосоціоцентр, 2002. – 204 с.
4. Печень-Финенко Г.А. Фильтрационная активность мидий в условиях Севастопольской бухты / Г.А. Печень-Финенко // Гидробиол. журн. – 1992. – Т. 28, № 5. – С. 44–50.
5. Шевцова Л.В. Роль дрейссены бугской в осаждении взвеси и трансформации органического вещества / Л.В. Шевцова // Гидробиол. журн. – 1989. – Т. 25, № 3. – С. 44–49.

Е.И. Уваева, А.П. Стадниченко, Н.А. Федоренко

Житомирский государственный университет им. Ивана Франко, Украина

РОЛЬ ПЕРЕДНЕЖАБЕРНЫХ МОЛЛЮСКОВ В ОСАЖДЕНИИ ВЗВЕСИ ПРИ РАЗНОЙ ИХ ПЛОТНОСТИ ПОСЕЛЕНИЯ

Экспериментальными исследованиями установлено, что *V. contectus*, будучи активными фильтраторами и седиментаторами, очищают воду от взвесей. Скорость фильтрации и седиментации зависит от плотности поселения моллюсков. Наибольший эффект фильтрации наблюдаются при плотности поселения 4 экз. на 250 мл воды.

Ключевые слова: моллюски, фильтрация, седиментация, плотность поселения

O.I. Uvaeva, A.P. Stadnychenko, N.O. Fedorenko

Zhytomyr Ivan Franko State University, Ukraine

THE ROLE OF PECTINIBRANCHIA IN SEDIMENTATION OF SUSPENSIONS AT THEIR DIFFERENT DENSITY OF POPULATION

Experimental researches it was established, that *V. contectus*, being awake filterers, clear water of suspensions. The rate of filtration and sedimentation depends on density of population of molluscs. Maximal result of filtration activity was observed at density of population 4 specimens on 250 ml of water.

Key words: molluscs, filtration, sedimentation, density of population

УДК 574.589:591.524.16

О.Є. УСОВ

Інститут гідробіології НАН України

пр-т Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210

СКЛАД ТА ОСОБЛИВОСТІ РОЗПОДІЛУ ФІТОФІЛЬНОЇ МАКРОФАУНИ РІЧКОВОЇ СИСТЕМИ ДЕСНИ

Досліджено таксономічний склад і кількісні характеристики фітофільної макрофауни річкової системи Десни. Розглянуто структуру угруповань фітофільних тварин, асоційованих з різними типами водних макрофітів у лентичних і лотичних умовах.

Ключові слова: фітофільна макрофауна, видовий склад, структура угруповань

Особливістю ріки Десна є те, що в цілому збережена природна морфометрична будова її долини, ріка вільно меандрує та утворює велику кількість заплавних водойм на широкій мало порушеній заплаві. Широка представленість різнотипних водних об'єктів в долині ріки та незначні швидкості течії в руслі ріки та більшості її приток сприяють розвитку макрофітів, що зумовлює формування багатой фітофільної фауни. Проте системні дослідження фітофільної макрофауни річкової системи

Десни не здійснювалися, епізодичні дослідження були виконані в 30-і роки минулого століття І.М. Лазицькою [2] на заплавах водойм середньої та нижньої течії.

Мета роботи – встановити видовий склад, кількісні показники розвитку та екологічну структуру фітофільних угруповань тварин у різних елементах річкової системи Десни.

Матеріал і методи досліджень

Матеріалом роботи були результати досліджень, здійснені протягом 2001–2009 рр. на водних об'єктах Деснянської річкової системи в межах України. Відбір проб проводився як з ділянок головної річки (5 станцій), так і в гирлових ділянках основних приток на території України (4 станції) – річках Снов, Білоус, Стрижень, Остер, також обстежували ряд заплавах водойм, що відрізняються за характером водообміну з річкою, екологічними особливостями, зокрема трофічним рівнем (12 станцій). Станції для відбору проб обирали так, щоб можна було провести порівняльний аналіз фітофільних угруповань, що розвиваються у межах видових асоціацій макрофітів широко розповсюджених в основних типах водойм досліджуваної території. При встановленні місць відбору проб враховували морфологічні та гідрологічні особливості кожної станції відбору проб, особливості прилеглої площі водозбору. Хоча основна увага приділялась відбору проб з зануреної рослинності та заростей рослин з плаваючим листям, дослідженнями були охоплені три екологічні групи водної рослинності – повітряно-водні рослини (ПВР): рогіз, лепешняк, стрілолист; занурені (ЗР): кушир, елодея, рдесники та рослини з плаваючим листям (РПЛ): глечики, латаття, плавун.

При відборі проб з заростей повітряно-водної рослинності садовим секатором висікали всю ділянку пагону повітряно-водної рослинності від дна до поверхні води. Занурену рослинність виймали за допомогою водних граблів і гідробіологічного сачка. Для рослин з плаваючим листям здійснювали відбір плаваючої частини рослини та верхні 10 см стебла. Відібрані рослини поміщали в ємність і здійснювали змив організмів, після чого додатково вручну збирали з кожного пагону макробезхребетних тварин, включаючи тварин-мінерів. Вміст ємності з водою разом з змитими з рослин тваринами проціджували крізь промивалку з мірошницького газу № 23, відокремлених так тварин об'єднували з тваринами, зібраними руками.

При відборі проб з заростей ЗР і РПЛ за допомогою гідробіологічного сачка здійснювали лови мальків риби. Фіксували проби 4% розчином формальдегіду.

При всіх типах відбору за допомогою кількісної дерев'яної рамки фіксували площу, з якої проводився відбір проб. Візуально оцінювали однорідність заростей макрофітів, їх щільність і займані площі. Оброблені фрагменти рослин зважували для визначення на місці сирої маси з точністю до 5 г. Серед макробезхребетних тварин до виду визначали представників Amphipoda, Bivalvia, Chironomidae, Coleoptera, крупні організми Crustacea, Ephemeroptera, Gastropoda, Heteroptera, Hirudinea, Lepidoptera, Odonata, Trichoptera, інші організми визначали до рівня родини або обчислювали на рівні таксогрупи.

Чисельність і сирю біомасу тварин представляли на 1 кг сирої ваги рослин. Облік та математична обробка матеріалу проведена з використанням прикладного програмного пакету AquaBioBase [1] та програми ASTERICS (AQEM/STAR Ecological River Classification System).

Результати досліджень та їх обговорення

У складі фітофільної макрофауни річкової системи Десни зареєстровано 184 види включно 177 видів макробезхребетних організмів і 7 видів мальків риби. Представленість таксогруп у фітофільній макрофауні наведена в табл. 1. Незалежно від типу заростей та інших умов у складі домінантів були завжди присутні личинки родини Chironomidae та черевоногі молюски. В трофічній структурі найбільшу представленість мали організми що пасуться, детритофаги та подрібнювачі. Видами, що характеризувалися траплянням більше 50% в занурених макрофітах досліджених водних об'єктів були: *Bithynia tentaculata* (Linnaeus, 1758), *Viviparus viviparus* (Linnaeus, 1758), *Lymnaea ovata* (Draparnaud, 1805), *Asellus aquaticus* (Linnaeus, 1758), *Hemiclepsis marginata* (O.F. Muller, 1774), *Ilyocoris cimicoides cimicoides* (Linnaeus, 1758), *Cloeon dipterum-Gr.* Серед фітофільних тварин річкової системи Десни виявили два види бабок, включених до Червоної книги України: *Anax imperator* Leach, 1815 (Дозорець-імператор), знайдений нижче м. Чернігів, та *Calopteryx virgo* (Linnaeus, 1758) (Красуня діва), відмічений в гирлі р. Снов.

Таблиця 1

Таксономічний склад фітофільної макрофауни річкової системи р. Десни

	Річкова система Десни	Лотичні системи	Лентичні системи	Занурені рослини	Рослини з плаваючим листям
Hirudinea	10	5	9	7	7
Gastropoda	26	17	17	15	10
Heteroptera	14	8	5	4	1
Ephemeroptera	5	5	4	4	0
Trichoptera	21	13	7	6	1
Odonata	13	8	5	3	3
Chironomidae	40	19	25	23	5
Coleoptera	18	8	9	8	3
Pisces juv.	7	5	5	7	2
Інші	30	10	7	6	3
Всього	184	98	93	83	35

Видове багатство, видове різноманіття та кількісні показники розвитку фітофільної макрофауни в більшості порівняно з заплавними водоймами були вищими в заростях макрофітів водних об'єктів русла Десни та її приток (табл. 2).

Таблиця 2

Характеристика фітофільної макрофауни водних об'єктів річкової системи р. Десни

	Кількість видів	Кількість таксогруп	Індекс Шеннона	Чисельність, екз./кг	Біомаса, г/кг
Русло Десни та притоки					
Медіана	30	11	3,11	2350	121
Діапазон	12 – 43	7 – 13	1,93 – 4,87	120 – 8850	0,05 – 222
Заплавні водойми					
Медіана	18	8	2,94	610	19
Діапазон	10 – 38	4 – 12	1,47 – 4,53	280 – 16500	3,5 – 94

Аналіз подібності видового складу фітофільних угруповань різноманітних фітоценозів водних об'єктів річкової системи Десни вказує на те, що кластери утворюються за екологічними групами макрофітів або типом водойм. Тому окремо розглядаємо таксономічну (табл. 1) і екологічну структури (табл. 3) фітофільних угруповань в лотичних і лентичних системах в різних екологічних групах макрофітів.

Таблиця 3

Екологічна структура фітофільної макрофауни, що розвивається в лентичних і лотичних системах та в заростях різних екологічних груп макрофітів

	РПЛ	ЗР	Лентичні системи	Лотичні системи
Приуроченість до субстрату				
Мул	20,1	25,1	20,1	25,1
Пісок+Гравій+Камінь	27,8	36,7	27,8	36,7
Рослини	45,0	24,1	45,0	24,1
Інший	7,1	14,2	7,1	14,2
Трофічні групи				
Тварини що пасуться, шкребачі	29,8	23,4	26,0	14,6
Мінери	0,3	6,4	5,5	2,9
Подрібнювачі	11,6	2,8	8,3	7,5
Фільтратори	5,2	35,8	31,1	35,9
Збирачі	17,5	19,4	17,5	24,4
Хижаки	22,3	9,1	8,8	11,0
Інші	13,3	3,2	2,9	3,6
Локомоція				
Плавання	1,8	0,1	17,5	10,7
Повзання	90,5	11,9	19,9	23,1
Сидячі	6,1	63,7	50,1	50,3
Інший	1,5	24,2	12,5	15,9

Представленість екологічних, таксономічних та трофічних груп угруповань макробезхребетних тварин, асоційованих з різними екологічними групами макролітів, значно відрізнялася. Макрофауна, що населяє занурену рослинність, була значно багатшою у таксономічному відношенні (83 видів тварин, що належать до 14 таксогруп) ніж та, що формується серед рослинності з плаваючим листям (35 видів 11 таксогруп).

За результатами сапробіологічного аналізу зона заростей досліджених водних об'єктів річкової системи Десни належить до β -мезосапробної зони, діапазон коливань значень індексу сапробності був значно більшим у лотичних водоймах (рис.).

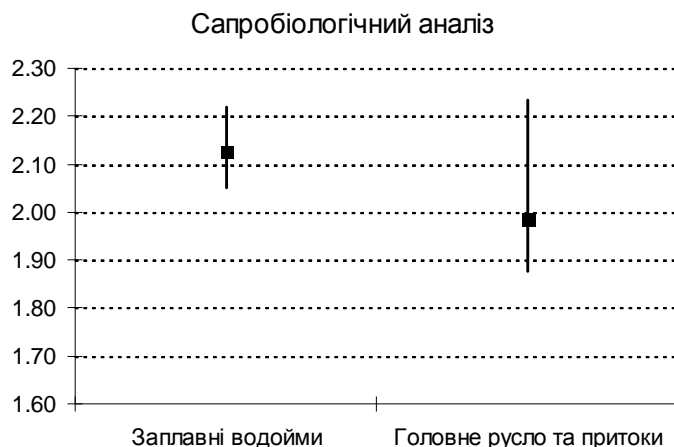


Рис. Результати сапробіологічного аналізу виконаного за методом Пантле-Букка в модифікації Сладечека

Висновки

Отже, дослідження різноманітних водойм річкової системи Десни показали, що в них формується фітофільна макрофауна з високими показниками видового багатства та різноманіття, якісні і кількісні характеристики фітофільних угруповань водних тварин залежали від екологічної групи макрофітів і умов в яких розвивалась фауна заростей.

1. Афанасьєв С.О. Комп'ютерна програма AquaBioBase. А.С. №31662 / С.О. Афанасьєв, О.Є. Усов, О.О. Пілевич // МОН України, Державний департамент інтелектуальної власності. – Дата реєстрації 18.10.2010.
2. Лазицька І.М. Матеріали до вивчення тварин прибережних рослинних заростей заплавних водойм та заток р. Десни (від м. Чернігова до гирла) / І. М.Лазицька // Тр. гідробіол. ст. АН УРСР. – 1940. – № 13. – С. 57–74.

О.Е. Усов

Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

СОСТАВ И ОСОБЕННОСТИ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ФИТОФИЛЬНОЙ МАКРОФАУНЫ РЕЧНОЙ СИСТЕМЫ ДЕСНЫ

Исследован таксономический состав и количественные характеристики фитофильной макрофауны речной системы Десны. Рассмотрена структура группировок фитофильных животных ассоциированных с различными типами водных макрофитов в лентических и лотических условиях.

Ключевые слова: фитофильная макрофауна, видовой состав, структура группировок

О.Е. Usov

Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

COMPOSITION AND FEATURES OF DISTRIBUTING OF THE PHYTOPHILOUS MACROFAUNA OF RIVER DESNA

The results of investigation of qualitative composition, quantitative development, structure of phytophilous macrofauna of river system of the Desna are given.

Key words: phytophilous macrofauna, specific composition, structure of groupments

УДК 577.352.38:577.64

Г.І. ФАЛЬФУШИНСЬКА¹, Л.Л. ГНАТИШИНА¹, В.В. ДЯКОВ¹, О.О. ШУЛДИК¹, Й.К. НАМ², О.Б. СТОЛЯР¹¹Тернопільський національний педагогічний університет ім. Володимира Гнатюка
вул. М. Кривоноса, 2, Тернопіль 46027, Україна²Національний університет Пукійонгу, Бусан 608-737, Республіка Корея

СТАН МОЛЕКУЛЯРНИХ СИСТЕМ ДЕТОКСИКАЦІЇ КАРАСЯ *CARASSIUS AURATUS GIBELIO* BLOCH З РІЗНИХ ПОПУЛЯЦІЙ ЗА ДІЇ ТІОКАРБАМАТНОГО ФУНГІЦИДУ

Здійснено порівняння адаптивної здатності карасів з двох місцевостей, умовно чистої (З) та забрудненої (Б), до дії Zn,Mn-тіокарбаматного фунгіциду (комерційний препарат ТАТТУ, 9,1 мкг/л і 91 мкг/л) протягом 14 діб. У контрольних риб Б-групи виявлено ознаки нейротоксичності, активації ферментів біотрансформації та вищий вміст кадмію у тканинах порівняно з З-групою. Дія ТАТТУ призвела до пригнічення холінестеразної активності у тварин З-групи та до активації холінестерази та глутатіон-залежної біотрансформації ксенобіотиків у тварин Б-групи, особливо у зябрах. В обох групах зменшується вміст есенціальних металів цинку, міді та марганцю в тканинах. Показники зябер, свідчать про більш успішну адаптацію риб Б-групи до дії ТАТТУ.

Ключові слова: тіокарбаматний фунгіцид, карась, нейротоксичність, біотрансформація, мідь, цинк, марганець, кадмій

Порівняльне дослідження риб з різних водойм за біохімічними маркерами дозволяє виявити суттєві відмінності між ними залежно від якості води навіть в екологічно безпечних регіонах [6, 7]. Таким показником є акумуляція важких металів у тканинах. Особливості стану молекулярних систем детоксикації та адаптації в організмі гідробіонтів, що формуються унаслідок тривалої дії пошкоджуючих чинників, можуть істотно вплинути на здатність організму реагувати на додаткове навантаження за схемою. Проте порівняльні дослідження впливу умов існування на здатність гідробіонтів забезпечувати адекватну відповідь на зміну умов існування недостатні [5-8].

Метою дослідження є порівняння меж толерантності печінки і зябер карася з двох популяцій, адаптованого до дії фунгіциду ТАТТУ.

Матеріал і методи досліджень

Досліджували карася *Carassius auratus gibelio* Bloch, який постійно піддається хронічному впливу суміші забруднювачів в низьких концентраціях. Він володіє високою екологічною пластичністю до дії ряду забруднюючих речовин [12] та широко використовується у лабораторних експериментах [15]. Тварин відбирали за станом біомаркерів [6, 7]. Токсикантом був метал-вмісний тіокарбаматний фунгіцид, вплив якого на водні організми мало досліджений і стосується переважно короткотривалих гостротоксичних тестів [13]. Фунгіцид відомий нейротоксичною дією [3], а внесок іонів металів у токсичність фунгіциду не встановлено.

Тварин відбирали з двох місцевостей: рибогосподарські ставки в урочище Залізці у верхів'ї ріки Серет (умовно чиста місцевість, З-група) та став у нижній течії ріки Нічлава, нижче м. Борщів (забруднена місцевість, Б-група), доставляли в лабораторію, де їх адаптували до лабораторних умов протягом 7 діб. Експериментальні умови створювали в басейнах об'ємом 200 дм³ з кількістю риб з розрахунку 1 особина на 40 дм³ води. Воду відстоювали і змінювали щодобово, поновлюючи вміст ТАТТУ у воді. Тварин годували комерційним кормом.

З відібраних з кожної водойми риб формували три групи для вивчення впливу фунгіциду ТАТТУ – одна контрольна, іншим у воду додавали фунгіцид. ТАТТУ є поширеним комерційним препаратом, діючими речовинами якого є пропамокарб-гідрохлорид (248 г/дм³) (C₉H₂₁ClN₂O₂) та манкоцеб (302 г/дм³), [-SCSNH(CH₂)₂NHCSSMn-] n (Zn)m з вмістом Zn і Mn 2,55 % і 18 %, відповідно. Вміст ТАТТУ складав 0,0091 (ТТ (1) та 0,091 мг/дм³ (ТТ (2)). У досліджуваних розчинах ри витримували 14 діб.

Експерименти на тваринах здійснювались у відповідності до Європейської конвенції про захист хребетних тварин (Страсбург, 1986). Відокремлювали печінку і зябра. Всі процедури по відбору і обробці тканин здійснювали на холоді. Всі реактиви, крім нижче зазначених, були фірми "Реахим" кваліфікації "хч".

Активність холінестерази [КФ 3.1.1.7] (ХЕ) визначали колориметричним методом Елмана та ін. (1961) при 25 °С за здатністю гідролізувати ацетилтіохолін йодид. Як індикатор тіолових груп використовували дитіонітробензойну кислоту (ДТНБ) [1]. Активність глутатіонтрансферази (GST) [КФ 2.5.1.18] визначали спектрофотометрично за утворенням адуктів 1-хлоро-2,4-динітробензолу з глутатіоном [10].

Вміст металів (Cd, Zn, Cu, Mn) у тканині визначали методом атомно-адсорбційної спектроскопії після спалювання зразків у перегнаній нітратній кислоті в співвідношенні 1:5 (маса:об'єм) [6]. Вміст цинку, марганцю і міді визначали на атомно-абсорбційному спектрофотометрі С-115, кадмію – на спектрофотометрі S-600 і виражали в мкг на г сухої маси тканини.

Результати вимірів подані у вигляді $M \pm SD$ для восьми тварин дослідної групи. Вірогідність відхилення двох рядів значень обчислювали з використання t -критерію Стьюдента. Порівняльний аналіз біологічних параметрів здійснювали, використовуючи комп'ютерні програми Statistica v 7.0 та Excel для Windows-2000.

Результати досліджень та їх обговорення

Одержані результати свідчать про те, що риби двох груп після аклімації до лабораторних умов істотно відрізнялись за низкою досліджуваних показників (рис. 1). Так, активність ХЕ в печінці риб була значно вищою у тварин 3-групи, ніж у Б-групі, а у зябрах – навпаки, активність GST була помітно вищою в тканинах карасів 3-групи.

Дія ТАТТУ на карасів викликала сайт- та тканино-специфічні зміни показників. Зокрема, у тварин 3-групи активність ХЕ та GST у печінці істотно зменшувалася, а у риб Б-групи – зростала порівняно з контролем. Проте, в обох групах ці показники залишались нижчими, ніж у контролі групи 3. У зябрах активність ХЕ за впливу ТАТТУ зростала у обох групах, особливо у риб Б-групи за дії високої концентрації, втричі порівняно з контролем, а активність GST – лише у групі Б. Зміни активності GST та ХЕ в печінці обох груп тварин відбуваються узгоджено, що підтверджено результатами кореляційного аналізу ($p < 0.05$).

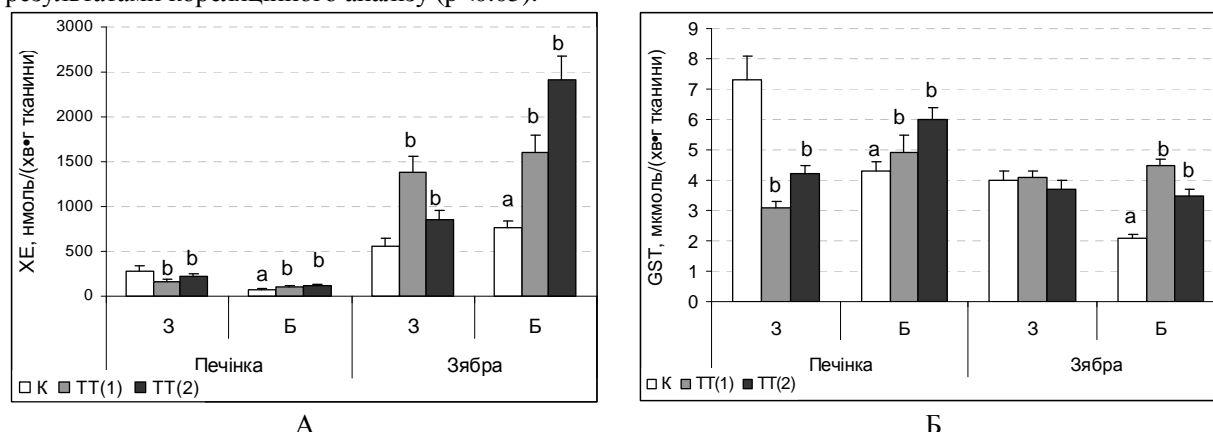


Рис. 1. Активність холінестерази (А) та глутатіон-S-трансферази (Б) в тканинах карася з двох популяцій за дії фунгіциду ТАТТУ

Примітка: тут і в таблиці: ^a – відмінності між контрольними групами тварин, ^b – зміни порівняно з контролем вірогідні, $p < 0.05$.

Вміст міді, цинку та марганцю у тканинах контрольних риб Б-групи був нижчим, а кадмію - вищим, ніж у риб 3-групи (табл.). Співвідношення кількості Zn:Cu:Mn:Cd у печінці карасів становить 56:5:2:1 та 56:3:1:2 для 3- та Б-групи відповідно. Вплив ТАТТУ на вміст металів у риб мав особливості залежно від походження риби та тканини. Вміст міді в печінці риб 3-групи помітно зменшувався, а у риб Б-групи він зростав в обох тканинах. У риб 3-групи вміст цинку та марганцю у тканині істотно зменшувався, а в групі Б не зазнавав змін. Отже, присутність фунгіциду не призводила до надлишкової акумуляції цих металів тканинами. Вміст кадмію у тканинах не зазнавав помітних змін у досліджуваних тварин, за окремими винятками. Співвідношення металів у печінці карасів з двох популяцій змінювалось на користь токсичних металів: збільшувалась частка кадмію та зменшувалась частка цинку.

Вміст важких металів у тканинах карася *Carassius auratus* з двох місцевостей, мкг/г сухої маси тканини ($M \pm SD$, $n=8$)

Показник	Група	Печінка		Зябра	
		Залізці	Борщів	Залізці	Борщів
Cu	К	14,2±2,8	8,1±0,6 ^a	15,4±2,8	9,6±1,4 ^a
	ТТ(1)	2,9±0,4 ^b	9,5±1,3	12,9±1,5	19,9±2,9 ^b
	ТТ(2)	6,2±1,4 ^b	11,1±1,5 ^b	15,6±1,0	7,7±0,8
Zn	К	168,3±23,2	139,7±7,9	712,5±39,3	601,7±25,1 ^a
	ТТ(1)	77,9±9,7 ^b	101,3±12,2 ^b	483,0±50,2 ^b	527,3±52,8
	ТТ(2)	113,4±19,1 ^b	156,5±13,8	680,8±82,7	541,6±44,5 ^b
Mn	К	6,2±1,3	2,1±0,3 ^a	14,1±2,9	25,2±1,0
	ТТ(1)	1,8±0,3 ^b	3,3±0,2 ^b	4,2±0,3 ^b	21,9±2,7
	ТТ(2)	3,3±0,5 ^b	3,0±0,3 ^b	6,6±0,7 ^b	20,6±1,6 ^b
Cd	К	5,2±0,8	7,7±0,8 ^a	3,8±0,9	7,3±0,6 ^a
	ТТ(1)	4,8±0,8	5,1±0,8 ^b	5,6±0,4 ^b	4,9±0,6 ^b
	ТТ(2)	4,8±0,4	5,4±1,1 ^b	5,5±1,0	6,3±1,0 ^b

Отже, не зважаючи на концентраційну залежність дії ТАТТУ на карася, обрані концентрації були достатньо низькими, щоби викликати типову для карбаматного фунгіциду нейротоксичність [9]. Зменшення активності ХЕ як ознака нейротоксичності, проявляється за дії ТАТТУ лише у печінці карасів 3-групи. В решті випадків відзначена неспецифічна реакція: активація ХЕ, особливо у зябрах. Очевидно, це є проявом більш успішної адаптації тварин Б-групи до дії фунгіциду та ознакою високої толерантності зябер. Наведені міркування узгоджуються з даними літератури [14].

Відомо, що вплив важких металів та органічних сполук прооксидантної природи у різних концентраціях активує GST, яка каталізує взаємодію небілкового тіолу глутатіону з молекулами електрофільних ксенобіотиків, забезпечуючи процеси біотрансформації органічних ксенобіотиків, та виконує антиоксидантну функцію [2]. В нашому дослідженні дія ТАТТУ викликала активацію GST у зябрах, що можна розглядати як демонстрацію більш успішної адаптації цих риб до токсичного середовища [4]. Разом з тим, у тварин з чистої місцевості дія ТАТТУ викликала пригнічення глутатіон-залежних детоксикаційних процесів у печінці.

Виходячи з складу препарату, можна було очікувати, що дія ТАТТУ призведе до збільшення вмісту цинку та/або марганцю метал-депонуючою тканиною печінкою. Проте у більшості випадків в нашому дослідженні спостерігався протилежний ефект. Очевидно, що дія препарату приводить до порушення транспортних і регуляторних механізмів гомеостазу металів, що у риб виявлено за комплексного забруднення водойм [11].

Проведене нами раніше порівняння жаб *Rana ridibunda* за толерантністю до препарату ТАТТУ показало що, тварини з хронічно забрудненої місцевості виявляли помітніші ознаки токсичності, а у чистій місцевості комплекс ознак указував на успішну адаптацію [5]. Така філогенетично детермінована перевага карася може бути пов'язана з винятковими морфологічними та біохімічними особливостями зябер [12].

Висновки

Риби Б-групи виявилися більш адаптованими до дії фунгіциду ТАТТУ порівняно з тваринами 3-групи, що особливо чітко простежується у зябрах. Показники метаболізму металів в печінці можуть слугувати неспецифічними ознаками токсичності середовища.

Робота виконана за підтримки МОН України в межах НДР № М/256-2008 та № М/567-2009, а також Західно-Українського Біомедичного Центру. Автори висловлюють подяку інженеру Войтюку В.Б. за допомогу у визначенні металів у біологічних зразках.

1. A new and rapid colorimetric determination of acetylcholinesterase activity / G.L. Ellman, K.D. Courtney, V. J. Andres [et al.] // Biochem. Pharmacol. – 1961. – Vol. 7. – P. 88–95.
2. A trifunctional enzyme with glutathione S-transferase, glutathione peroxidase and superoxide dismutase activity / F. Yan, W.K. Yang, X.Y. Li [et al.] // Biochim. Biophys. Acta. – 2008. – Vol. 1780, N 6. – P. 869–872.
3. Acute neurotoxic effects of mancozeb and maneb in mesencephalic neuronal cultures are associated with mitochondrial dysfunction / L.M. Domico, G.D. Zeevalk, L.P. Bernard, K.R. Cooper // Neurotoxicology. – 2006. – Vol. 27, N 5. – P. 816–825.

4. *Effects of copper and its ethylenediaminetetraacetate complex on the antioxidant defenses of the goldfish, Carassius auratus* / H. Liu, W. Wang, J. Zhang, X. Wang // *Ecotoxicol. Environ. Saf.* - 2006. - Vol. 65, N 3. - P. 350–354.
5. *Falfushynska H.I.* Different responses of biochemical markers in frogs (*Rana ridibunda*) from urban and rural wetlands to the effect of carbamate fungicide / H.I. Falfushynska, L.D. Romanchuk, O.B. Stolyar // *Compar. Biochem. Physiol.* - 2008. - Vol. 148 C, N 3. - P. 223–229.
6. *Falfushynska H.I.* Function of metallothioneins in carp *Cyprinus carpio* from two field sites in Western Ukraine / H.I. Falfushynska, O.B. Stolyar // *Ecotoxicol. Environ. Saf.* - 2009. - Vol. 72. - P. 1425–1432.
7. *Falfushynska H.I.* Responses of biochemical markers in carp *Cyprinus carpio* from two field sites in Western Ukraine / Falfushynska H.I., Stolyar O.B. // *Ecotoxicol. Environ. Safety.* - 2009. - Vol. 72, N 3. - P. 729–736.
8. *Ferreira M.* Oxidative stress biomarkers in two resident species, mullet (*Mugil cephalus*) and flounder (*Platichthys flesus*), from a polluted site in River Douro Estuary, Portugal / M. Ferreira, P. Moradas-Ferreira, M.A. Reis-Henriques // *Aquat. Toxicol.* - 2005. - Vol. 71. - P. 39–48.
9. *Fulton M.H.* Acetylcholinesterase inhibition in estuarine fish and invertebrates as an indicator of organophosphorus insecticide exposure and effects / Fulton M.H., Key P.B. // *Environ. Toxicol. Chem.* - 2001. - Vol. 20, N 1. - P. 37–45.
10. *Habig W.H.* Glutathione S-transferases. The first enzymatic step in mercapturic acid formation / W.H. Habig, M.J. Pabst, W.B. Jakoby // *J. Biol. Chem.* - 1974. - Vol. 249. - P. 7130–7139.
11. *Hanson P.J.* Response of hepatic trace element concentrations in fish exposed to elemental and organic contaminants / P.J. Hanson // *Estuaries.* - 1997. - Vol. 20. - P. 659–676.
12. *Hyperoxia results in transient oxidative stress and an adaptive response by antioxidant enzymes in goldfish tissues* / V.I. Lushchak, T.V. Bagnyukova, V.V. Husak [et al.] // *Int. J. Biochem. Cell Biol.* - 2005. - Vol. 37, N 8. - P. 1670–1680.
13. *Jarrard H. E.* Impacts of carbamate pesticides on olfactory neurophysiology and cholinesterase activity in coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) / H.E. Jarrard, K.R. Delaney, C.J. Kennedy // *Aquat. Toxicol.* - 2004. - Vol. 69, N 2. - P. 133–148.
14. *Potential role of cholinesterases in the invasive capacity of the freshwater bivalve, Anodonta woodiana (Bivalvia: Unionacea): a comparative study with the indigenous species of the genus, Anodonta sp.* / I. Corsi, A.M. Pastore, A. Lodde [et al.] // *Comp. Biochem. Physiol.* - 2007. - Vol. 145 C, N 3. - P. 413–419.
15. *The toxicity of copper to crucian carp (Carassius carassius) in soft water* / J. Schjolden, J. Sorensen, G.E. Nilsson [et al.] // *Sci. Total Environ.* - 2007. - Vol. 384, N 1-3. - P. 239 – 251.

Г.І. Фальфушинська¹, Л.Л. Гнатишина¹, В.В. Дяков¹, О.О. Шулдык¹, Й.К. Нам², О.Б. Столяр¹

¹Тернопільський національний педагогічний університет ім. Володимира Гнатюка, Україна

²Національний університет Пукийонга, Бусан, Республіка Корея

СОСТОЯНИЕ МОЛЕКУЛЯРНЫХ СИСТЕМ ДЕТОКСИКАЦИИ КАРАСЯ *CARASSIUS AURATUS* РАЗНЫХ ПОПУЛЯЦИЙ ПРИ ДЕЙСТВИИ ТИОКАРБАМАТНОГО ФУНГИЦИДА

Сравнена адаптивная способность карасей из двух местностей, условно чистой (З) и загрязненной (Б), к действию Zn, Mn-тиокарбаматного фунгицида (коммерческий препарат ТАТТУ, 9,1 мкг/дм³ и 91 мкг/дм³) на протяжении 14 суток. У контрольных рыб Б-группы выявлены признаки нейротоксичности, активации ферментов биотрансформации и высшее содержание кадмия в тканях сравнительно из З-группой. ТАТТУ угнетал холинэстеразную активность у животных З-группы и активировал холинэстеразу и глутатионзависимую биотрансформацию ксенобиотика у животных Б-группы, особенно в жабрах. В обеих группах уменьшается содержание эссенциальных металлов цинка, меди и марганца в тканях. Показатели жабр свидетельствуют о более успешной адаптации рыб Б-группы к действию ТАТТУ.

Ключевые слова: тиокарбаматный фунгицид, карась, нейротоксичность, биотрансформация, медь, цинк, марганец, кадмий

H.I. Falfushynska¹, L.L. Gnatyshyna¹, V.V. Dyakov¹, O.O. Shuldyk¹, Y.K. Nam², O.B. Stolyar¹

¹ Ternopil National Volodymyr Hnatiuk Pedagogical University, Ukraine

² National university of Pukiyonga, Busan, Republic of Korea

STATUS OF MOLECULAR SYSTEM OF DETOXIFICATION OF *CARASSIUS AURATUS* FROM DIFFERENT POPULATIONS UNDER EFFECT OF THIOCARBAMATE FUNGICIDE

The aim of this study was a comparison of adaptive ability of crucian carp from two sites, relatively clean (Z) and polluted (B), under exposure of Zn,Mn-thiocarbamate fungicide (commercial product TATTU, 9.1 and 91 mg·L⁻¹) during 14 days. In control fish of B-group the signs of neurotoxicity, activation of biotransformation enzymes and higher content of cadmium were revealed in the tissues compared with the Z-group. Following exposure to the TATTU demonstrated an oppression of cholinesterase activity in animals of Z-group and activation of cholinesterase and glutathione-dependent biotransformation of

xenobiotics in animals of B-group, especially in the gills. In both groups the levels of essential metals zinc, copper and manganese in the tissues have been decreased. The gills parameters indicated more successful adaptation of fish from B-group to TATTU.

Key words: thiocarbamate fungicide, crucian carp, neurotoxicity, biotransformation, copper, zinc, manganese, cadmium

УДК 569.554.4 : 639.321.97

О.В. ФЕДОНЕНКО, Н.Б. ЄСПОВА, Т.С. ШАРАМОК, В.О. ЯКОВЕНКО,
Т.В. АНАНЬЄВА

Дніпропетровський національний університет ім. Олеся Гончара
пр-т Гагаріна, 72, Дніпропетровськ 49010, Україна

ЕКОЛОГІЧНІ АСПЕКТИ СУЧАСНОГО СТАНУ ПРОМИСЛОВОГО ІХТІОКОМПЛЕКСУ ЗАПОРІЗЬКОГО (ДНІПРОВСЬКОГО) ВОДОСХОВИЩА

Майже усі домінуючі види промислового іхтіокомплексу Запорізького водосховища мали високі коефіцієнти накопичення важких металів, а за вмістом нікелю у 2–2,5 рази перевищували санітарні ГДК. Найбільш пристосованим до напружених гідроекологічних умов виявився карась сріблястий, у депресивному стані – популяції плітки та ляща.

Ключові слова: водосховище, промислові види риб, морфо-фізіологічні та репродуктивні показники, важкі метали

Запорізьке (Дніпровське) водосховище створено у 1932 р. унаслідок утворення Дніпрогес і пройшло у своєму розвитку декілька етапів. Головні зміни відбувалися у перші роки існування водосховища та при перетворенні його у внутрішньокаскадне. Трансформації гідробіоценозів були пов'язані з уповільненням течії, мулонакопиченням, переформуванням літоралі та вимиванням біогенів з новозалитих ґрунтів. Сучасний етап існування водосховища характеризується посиленням антропогенним тиском. У воді водосховища та його приток постійно спостерігається порушення вимог СанПіН-88 за вмістом Cd, Mn, Cu і на деяких ділянках – за вмістом Zn, Ni та Fe. Зазначені важкі метали здатні активно накопичуватися гідробіонтами, особливо рибами, які утворюють останні ланки трофічних ланцюгів.

Метою роботи є вивчення біологічних та репродуктивних особливостей популяцій основних видів промислової іхтіофауни в умовах антропогенного навантаження на екосистему Запорізького водосховища.

Матеріал і методи досліджень

Комплексні дослідження здійснювалися у весняно-літній період протягом 2004–2009 років. Проби води для токсикологічного аналізу відбирали з різних за антропогенним навантаженням ділянок Запорізького водосховища і обробляли загальноприйнятими методами [6].

Іхтіологічними об'єктами досліджень були види, які складають ядро сучасного промислового іхтіокомплексу Запорізького водосховища: плітка *Rutilus rutilus* (L.), карась сріблястий *Carassius auratus gibelio*, лящ *Abramis brama* (L.), судак *Sander lucioperca* L. Збір та обробку іхтіологічних проб здійснювали загальноприйнятими методами [3–5]. Фізіологічний стан риб оцінювали за масою внутрішніх органів: печінки (гепатосоматичний індекс), селезінки, гонад; коефіцієнтом вгодованості. При проведенні паразитологічних досліджень використовували метод повного паразитологічного розтину [1].

Важкі метали у тушках риб визначали методом атомно-абсорбційної спектрофотометрії після їх сухого зоління [2]. Статистичне опрацювання здійснювали з використанням програмного пакету для персональних комп'ютерів Microsoft Excel.

Результати досліджень та їх обговорення

За специфічними показниками якості води більшості акваторії Запорізького водосховища відноситься до III-го класу 5 категорії і визначається як задовільна (помірно брудна). Якість води

Самарської затоки водосховища, яка характеризується надмірним антропогенним навантаженням, відноситься до V-го класу 7 категорії і характеризується як дуже погана (дуже брудна).

Концентрація більшості важких металів у воді Самарської затоки перевищує ГДК для рибогосподарських водойм: вміст кадмію складає 1,2 ГДК, цинку – 3 ГДК, міді – 16 ГДК, марганцю – 2 ГДК та нікелю – 4 ГДК.

За результатами іхтіотоксикологічних досліджень вміст більшості важких металів (цинк, мідь, кадмій, свинець) у плітки, виловленої з Самарської затоки, був у 2–11 разів вищим порівняно з пліткою з інших ділянок водосховища, хоча не перевищував ГДК [7]. У м'язах карася з Самарської затоки вміст свинцю, цинку, міді та заліза у декілька разів перевищував концентрацію цих металів у м'язовій тканині карася, який мешкає в інших частинах водосховища, а вміст нікелю становив 2,5 ГДК для риби як харчового продукту. У ляща та судака Самарської затоки вміст нікелю також перевищував ГДК у 1,5–2 рази. Усі види риб мали досить високі коефіцієнти накопичення цинку, ртуті та марганцю (табл.)

Таблиця

Коефіцієнти накопичення важких металів у риб з різних ділянок Запорізького (Дніпровського) водосховища

Вид риби	Ділянка водосховища	Cd	Pb	Zn	Cu	Mn	Ni	Fe	Hg
Плітка	Нижня частина	36	13	1330	133	109	41	27	-
	Самарська затока	4	54	883	278	417	16	102	544
Карась	Нижня частина	8	14	2175	95	163	-	52	257
	Самарська затока	7	22	960	93	285	13	166	444
Лящ	Нижня частина	64	41	2275	211	282	78	25	514
	Самарська затока	17	148	749	77	129	17	47	-
Судак	Нижня частина	57	16	938	70	225	-	46	71
	Самарська затока	27	30	270	34	63	25	59	-

Динаміка промислових уловів свідчить про те, що чисельність популяції плітки за останні 10 років поступово знизилася. В загальних уловах її частка скоротилася з 35% до 25%. Віковий склад популяції плітки налічує 11 груп (3–13-річок). Ядро сучасної популяції плітки складають 3–5-річні особини (76–80 %). Середньовиважена довжина промислових особин плітки дорівнює 23,3 см, а середньовиважена маса – 265,3 г. Локальні популяції плітки, які вона утворює на різних ділянках Запорізького водосховища, мають суттєві морфо-фізіологічні відмінності. Так, у плітки, що живе в акваторії Самарської затоки, середня маса і лінійні показники на 25–30% нижчі порівняно з одновіковими особинами з інших ділянок водосховища. Її фізіологічний стан характеризується зниженими показниками коефіцієнту вгодованості (на 5–10%), гепатосоматичного індексу (на 18–20%) та щоді маси селезінки (на 20–25%). Як показали наші дослідження, причина гальмування росту плітки у Самарській затоці не пов'язана з кормовим фактором, а зумовлена виключно причинами еколого-токсикологічного характеру. Затримка росту плітки у Самарській затоці спричинює також висока зараженість її личинками дигенетичних сисунів роду *Diplostomum*. Диплостоми локалізуються в очах риб з інтенсивністю інвазії до 920 (262±24) екз./рибу. Екстенсивність інвазії риб у популяції становить 100%. Паразити руйнують кришталик і викликають розвиток катаракти, що призводить до втрати зору.

Карась сріблястий за останні роки зайняв одне з провідних місць серед промислових видів риб у Запорізькому водосховищі. Фактичні улови карася за останнє десятиріччя зросли майже у 6 разів, а його частка у загальних уловах – з 10% до 20%. Вікова структура популяції карася нараховує 10 класів (від 2 до 11 років). Основу промислу складають особини 3–4-річного віку (43–69%). Показники лінійного росту карася коливаються від 14 см до 32 см, середньовиважена довжина промислових особин – 22,6 см. Показники маси промислового карася знаходяться у межах від 94 г до 1350 г, середньовиважена маса – 427 г. Середні значення коефіцієнту вгодованості карася досить високі і становлять $3,3 \pm 0,40$. На відміну від плітки, карась добре пристосувався до напружених екологічних умов Самарської затоки. У затоці карась має більшу масу порівняно з іншими ділянками водосховища (в середньому на 20 %). Крім того, карась у затоці порівняно з іншими ділянками водосховища має вищий коефіцієнт вгодованості (на 30%) і гепатосоматичний індекс (на 27%).

Частина ляща у загальних промислових уловах залишається незначною – біля 10%. Віковий склад ляща Запорізького водосховища досить обмежений. Граничний вік його в уловах становить 13 років. Ядром популяції ляща є особи віком від 4 до 6 років. Середня довжина ляща за даними контрольних уловів становила $35,7 \pm 0,9$ см, середня маса – 1060 ± 106 г. На забруднених важкими металами ділянках водосховища домінуючі вікові групи ляща мали масу на 30-40 % нижчу ($p < 0,05$) порівняно з умовно чистими ділянками, а також менші значення коефіцієнта вгодованості (на 17%) і гепатосоматичного індексу (на 22%), що пов'язано як з інтоксикацією організму риб важкими металами, так і з обмеженим розвитком м'якого бентосу, який є найбільш повноцінною їжею для ляща.

Судак, наряду з лящем, є одним з цінних промислових видів риб, а також популярним об'єктом любительського і спортивного рибальства. В останні роки у водосховищі намітилась тенденція до зростання обсягів вилову судака, але його питома частина в загальних уловах залишається на рівні 1,5– 2%. Віковий ряд популяції судака обмежений і представлений 7 класами. Промислового навантаження зазнають, головним чином, 3–4 річні особи (до 85%). Риби у віці старше 7–8 років трапляються в уловах нерегулярно, їх частка не перевищує 1,5–2,5%. Середньовиважена довжина промислового судака у Запорізькому водосховищі складає 38,2 см, а середньовиважена маса – 870 г. Судак, що мешкає у забруднених зонах водосховища, має значно меншу масу – на 32–40% ($p < 0,05$) порівняно з щодо чистими зонами. Гальмування росту є наслідком пригнічення синтезу м'язових білків, що пов'язано з надмірним накопиченням в організмі риб, які мешкають у Самарській затоці, кадмію (майже у 3 рази вище в порівнянні з судаком нижньої частини водосховища).

Вивчення репродуктивних показників риб показало, що у плітки з екологічно забруднених зон маса гонад вірогідно нижче порівняно з рибами з екологічно чистих зон ($54,4 \pm 6,86$ г проти $76,3 \pm 13,07$ г), але значення абсолютної плодючості у риб вірогідно не відрізняються ($41,0 \pm 6,57$ тис. ікр. і $49,0 \pm 8,64$ тис. ікр.). Тенденція до збільшення чисельності ікринок при зменшенні їх об'єму є типовим показником пристосованості популяції плітки до виживання в екстремальних умовах.

При порівнянні репродуктивних показників різних локальних популяцій карася, звертає на себе увагу більше ніж 3 разове збільшення маси гонад ($94,0 \pm 16,75$ г проти $31,2 \pm 3,36$ г) і абсолютної плодючості карася ($166,3 \pm 22,05$ тис. ікр. проти $48,5 \pm 6,63$ тис. ікр.) з екологічно забрудненої Самарської затоки. Це свідчить про достатньо високий рівень пристосованості цього виду риб до напружених екологічних умов водного середовища.

Репродуктивні показники самок ляща були вірогідно нижчими у риб з забруднених зон. Відносна маса гонад у ляща Самарської затоки була меншою на 45%, індивідуальна абсолютна плодючість – на 30% нижча порівняно з рибами інших ділянок водосховища. Абсолютна плодючість судака з щодо чистих і забруднених ділянок водосховища суттєво не відрізнялась, але відносна індивідуальна плодючість судака з екологічно кризових зон була на 40% вища. Це є характерною ознакою пристосованості риб до збереження чисельності популяції у несприятливих умовах.

Висновки

Отже, з основних промислових видів риб тільки карась виявився максимально адаптованим до несприятливих екологічних умов у зонах з підвищеним антропогенним навантаженням. Популяції плітки і ляща характеризувались депресивними змінами у лінійно-вагових, фізіологічних і репродуктивних показниках, що дає підставу прогнозувати зниження їх чисельності.

1. *Быховская-Павловская И.Е.* Паразиты рыб. Руководство по изучению / И.Е. Быховская-Павловская. – Л.: Наука, 1985. – 121 с.
2. *Медико-биологические и санитарно-гигиенические нормы качества продовольственного сырья и пищевых продуктов.* – М., 1990. – 164 с.
3. *Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод* / під ред. В.Д. Романенка. – К., 2006. – 628 с.
4. *Методика збору і обробки іхтіологічних і гідробіологічних матеріалів з метою визначення лімітів промислового вилову риб з великих водосховищ і лиманів України* / С.П. Озінковська, В.М. Єрکو, Г.Д. Коханова [та ін.]. – К.: ІРГ УААН, 1998. – 47 с.
5. *Правдин И.Ф.* Руководство по изучению рыб (преимущественно пресноводных). – М.: Пищ. пром-сть, 1966. – 376 с.
6. *Унифицированные методы анализа воды* / под ред. Ю.Ю. Лурье. – М.: Химия, 1973. – 376 с.
7. *Хавезов И.* Атомно-абсорбционный анализ / Хавезов И., Цалев Д.. – Л.: Химия, 1983. – 144 с.

Е.В. Федоненко, Н.Б. Єсипова, Т.С. Шарамок, В.О. Яковенко, Т.В. Ананьева

Днепропетровский национальный университет им. О. Гончара, Украина

ЕКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ СОВРЕМЕННОГО СОСТОЯНИЯ ПРОМЫСЛОВОГО ИХТИОКОМПЛЕКСА ЗАПОРОЖСКОГО (ДНЕПРОВСКОГО) ВОДОХРАНИЛИЩА

Все доминирующие виды промыслового ихтиокомплекса Запорожского водохранилища имели высокие коэффициенты накопления тяжелых металлов, а по содержанию никеля в 2–2,5 раза превышали санитарные ПДК. Наиболее приспособленным к напряженным гидроэкологическим условиям оказался карась серебряный, в депрессивном состоянии – популяции плотвы и леща.

Ключевые слова: водохранилище, промысловые виды рыб, морфо-физиологические и репродуктивные показатели, тяжелые металлы

O.V. Fedonenko, N.B. Yesipova, T.S. Sharamok, V.O. Yakovenko, T.V. Ananieva

Oles Honchar Dnipropetrovsk National University, Ukraine

ECOLOGICAL ASPECTS OF CONTEMPORARY STATE OF COMMERCIAL ICHTHYOCOMPLEX OF ZAPORIZ'KE (DNIEPROVS'KE) RESERVOIR

All dominant species of commercial ichthyocomplex of Zaporiz'ke reservoir had high coefficients of accumulation of heavy metals, and as for nickel content they by 2,0–2,5 times exceeded the sanitary norms. As it was found, the European carp silver (*Carassius auratus*) was a fish species the most adapted to tense hydroecological conditions, populations of the roach (*Rutilus rutilus*) and the bream (*Abramis brama*) were in the depressed state.

Key words: reservoir, commercial fish species, morphological and reproductive indexes, heavy metals

УДК 581.526.325

М.І. ХИЖНЯК, М.Ю. ЄВТУШЕНКО, І.А. МАЙСТРУК, М.М. СИДОРЕНКО

Національний університет біоресурсів і природокористування України

вул. Героїв Оборони, 15, Київ 030041

СТРУКТУРНА ОРГАНІЗАЦІЯ ФІТОПЛАНКТОНУ ОЗЕР ШАЦЬКОГО НАЦІОНАЛЬНОГО ПРИРОДНОГО ПАРКУ УКРАЇНИ

У формуванні кількісних показників весняного фітопланктону озер домінують синьозелені водорості, що, ймовірно, пов'язано з антропогенним навантаженням. Трофічний статус озер за розвитком біомаси фітопланктону (0,22–17,59 мг/дм³) у цей період характеризується від оліготрофного до політрофного.

Ключові слова: фітопланктон, озеро, трофічність

З метою подальшого запобігання забруднення водойм шкідливими для гідробіонтів і людини речовинами та у світлі європейських підходів щодо покращення якості поверхневих вод, регламентованих Директивою 200/60/ЄС, необхідно проводити біомоніторинг якості водних екосистем на основі уніфікованих вимог [10]. Через об'єктивні причини, що полягають у надходженні великої кількості новостворених токсичних речовин, тривалому експериментальному визначенні їх ГДК, які не враховують їх взаємодію між собою у водному середовищі і сукупну дію на біоту, акцент зміщується в бік біологічного моніторингу [3]. Відомо, що стічні води з площі водозбору несуть 55-96% стоку мінерального азоту антропогенного походження, де особливо небезпечні іони важких металів, які, маючи високу токсичність, проявляють синергізм, посилюють дію інших токсикантів на біоту і людину [1, 2, 5].

Озера Шацького національного природного парку (ШНПП) – унікальні природні перлини України, які зазнають дедалі усе більшого антропогенного тиску як водойми комплексного використання, зокрема інтенсивно використовуються для водопостачання, рекреації і останнім часом з рибогосподарською метою.

Особливістю Шацьких озер є низька проточність, що робить надзвичайно уразливими до різного роду забруднень. Якість їх вод дедалі знижується, відмічається тенденція до підвищення рН, вмісту мінеральних форм азоту і фосфору, наростання вмісту у воді іонів важких металів, нафтопродуктів, летких фенолів тощо [8]. Отже, екологічний стан Шацьких озер викликає

занепокоєння, а дослідження їх природних біоценозів у складних натурних експериментах за умови, що антропогенний чинник став для них звичним явищем, дасть об'єктивну кількісну оцінку відгуку біоти на екологічні умови, що склалися.

Ступінь екологічного благополуччя водойми можна оцінити за рівнем розвитку окремих організмів, популяцій й біоценозів. На зовнішній вплив різних факторів екосистема реагує структурними перебудовами, які відображають внутрішні зміни, спрямовані на відновлення екологічної рівноваги. Структура угруповання є важливим індикатором, що визначає стійкість екосистеми до факторів середовища, включно і антропогенних. Найбільш суттєвими змінами є: зміна видового різноманіття, чисельності та біомаси популяцій і кількісних співвідношень, а також зміна домінант і субдомінант. Встановлення тенденцій і оцінка реальних та потенційних змін біоти вимагає розробки адекватних гідробіологічних показників і їх кількісних градацій. При цьому автори рекомендують обмежити набір оціночних показників, вибрати найбільш адекватні і, по можливості, пов'язати їх з загальногідробіологічною класифікацією водних об'єктів за рівнем трофності [6].

Метою роботи є оцінка структурної характеристики весняного фітопланктону озер та його біомаси як основи трофності водойм.

Матеріал і методи досліджень

Гідробіологічні дослідження є складовими комплексних експедиційних обстежень озер ШНПП (Світязь, Луки-Перемут, Пулемецьке, Люцимер, Чорне Велике) на початку травня 2007 р. Інтегральні проби фітопланктону відбирали з поверхневого горизонту методом зачерпування води не менше як на трьох станціях кожного озера та опрацьовували згідно загальновизначених методик та за відповідними визначниками [4].

Результати досліджень та їх обговорення

Аналіз таксономічного різноманіття показав, що структуру весняного фітопланктону на рівні відділу формують найбільш поширені в континентальних водоймах України водорості: синьозелені, зелені, золотисті, евгленові, дінофітові та діатомові. З них характерними для весняного періоду є діатомові й золотисті, а вегетація синьозелених та дінофітових більш характерна для літа у зв'язку з тим, що вони надають перевагу вищій температурі води [9].

У весняному фітопланктоні озер виявлено 17–43 таксони водоростей. З них зелені – 7–27 видів (в основному порядок хлорококових), діатомові – 3–6 видів, синьозелені – 2–7 видів, 1–3 види евгленових і по одному виду золотистих і дінофітових водоростей. Видовий склад озер відповідає аналогічним даним по водосховищах Дніпровського каскаду [9]. Переважна більшість виявлених водоростей відноситься до організмів-індикаторів β -мезосапробної зони, що відповідає забрудненим водам середньої величини.

Кількісний розвиток фітопланктону озер має широку амплітуду коливань. Чисельність водоростей коливається в межах 866–416094 тис. кл/дм³, біомаса – 0,22–17,59 мг/дм³ (табл. 1).

Таблиця 1

Таксономічне різноманіття, чисельність і біомаса фітопланктону озер, $\frac{\text{тис. кл.}}{\text{дм}^3} / \frac{\text{мг}}{\text{дм}^3}$

Відділ	Озера				
	Світязь	Пулемецьке	Чорне Велике	Луки-Перемут	Люцимер
Кількість видів	17	43	31	29	38
<i>Dynophyta</i>	$\frac{12,0}{0,03}$	$\frac{6,0}{0,01}$	$\frac{20,0}{0,05}$	$\frac{36,0}{0,09}$	$\frac{2,0}{0,005}$
<i>Euglenophyta</i>	$\frac{18,0}{0,04}$	$\frac{16,0}{0,003}$	–	$\frac{6,0}{0,02}$	$\frac{30,0}{0,07}$
<i>Chlorophyta</i>	$\frac{222,0}{0,04}$	$\frac{1040,0}{0,23}$	$\frac{2870,0}{0,53}$	$\frac{1898,0}{0,543}$	$\frac{984,0}{0,30}$
<i>Cyanophyta</i>	$\frac{440,0}{0,03}$	$\frac{2694,0}{0,16}$	$\frac{24750,0}{0,95}$	$\frac{56294,0}{2,21}$	$\frac{412466,0}{15,69}$
<i>Bacillariophyta</i>	$\frac{50,0}{0,02}$	$\frac{36,0}{0,02}$	$\frac{192,0}{0,20}$	$\frac{450,0}{0,21}$	$\frac{2572,0}{1,50}$
<i>Chrysophyta</i>	$\frac{124,0}{0,06}$	–	–	$\frac{3360,0}{1,69}$	$\frac{40,0}{0,02}$
Всього:	$\frac{866,0}{0,22}$	$\frac{3808,0}{0,43}$	$\frac{27832,0}{1,73}$	$\frac{62044,0}{4,76}$	$\frac{416094,0}{17,59}$

Озеро Світязь в системі Шацьких озер характеризується найнижчим таксономічним різноманіттям та кількісним складом. У кількісному відношенні (чисельність) домінантом виступає *Aphanizomenon flos-aquae* (35,6%), субдомінантами – *Dinobryon* sp. (14,3%) та *Oscillatoria* sp. (14,2%). Біомасу формують *Dinobryon* sp. (27,3%), *Trachelomonas volvocina* (13,64%) і *Peridinium* sp. (13,64%) (табл. 2). Загальна чисельність водоростей – 866 тис. кл/дм³, біомаса – 0,22 г/дм³. Такий рівень розвитку фітопланктону в оз. Світязь за характеристикою водних об'єктів України по гідробіологічних показниках є низьким і за категорією трофності відноситься до розряду оліго-мезотрофна, клас – оліготрофна [6].

За чисельністю (34,7%) і біомасою (25,6%) домінантом є *A. flosaquae* (табл. 2), субдомінантами – дрібноклітинна водорість *Lyngbya* sp. (21%), за біомасою – хлорококові водорості *Scenedesmus quadricauda* (18,6%) та *Pediastrum duplex* (18,6%). Загальна чисельність і біомаса фітопланктону були 3808,0 тис. кл/дм³ та 0,43 мг/дм³ відповідно. Оз. Пулемецьке, як і оз. Світязь, згідно з характеристикою водних об'єктів України [6], за категорією трофності відноситься до розряду оліго-мезотрофна, клас – оліготрофна.

Таблиця 2

Домінуючі види водоростей озер Шацьких озер

Домінуючі види водоростей	Кількісні показники та їхнє відсоткове співвідношення від загальної чисельності й біомаси			
	чисельність, тис. кл/дм ³	%	біомаса, мг/дм ³	%
оз. Світязь				
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	308	35,6	0,02	9,1
<i>Oscillatoria</i> sp.	132	14,2	x	x
<i>Dinobryon</i> sp.	124	14,3	0,06	27,3
<i>Peridinium</i> sp.	x	x	0,03	13,6
<i>Trachelomonas volv.</i>	x	x	0,03	13,6
оз. Пулемецьке				
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	1320	34,7	0,11	25,6
<i>Lyngbya</i> sp.	800	21	x	x
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	360	9,5	0,08	18,6
<i>Pediastrum duplex</i>	256	6,7	0,08	18,6
оз. Чорне Велике				
<i>Oscillatoria</i> sp.	23298	83,7	0,89	51,4
<i>Melosira granulata</i>	160	0,6	0,19	11
оз. Луки-Перемут				
<i>Oscillatoria planctonica</i>	41448	66,8	1,58	33,2
<i>Microcystis aeruginosa</i>	12200	19,7	0,57	12,0
<i>Dinobryon</i> sp.	3360	5,4	1,69	35,5
оз. Люцимер				
<i>Oscillatoria geminata</i>	347226	83,4	13,19	74,5
<i>Oscillatoria planctonica</i>	64020	15,4	2,43	13,8

Озеро Чорне Велике за видовим різноманіттям фітопланктону поступається оз. Пулемецькому (31 таксон).

Переважає кількісний розвиток – за синьозеленими; беззаперечним домінантом і за чисельністю (83,7%), і за біомасою (51,4%) є *Oscillatoria* sp. Субдомінантом у формуванні біомаси на противагу іншим озерам виступає центрична діатомова водорість *Melosira granulata*. Загальна чисельність фітопланктону – 27832,0 тис. кл/дм³, біомаса – 1,73 мг/дм³. За біомасою фітопланктону та згідно з характеристикою водних об'єктів України [6] озеро відноситься до градації з нижче середнім рівнем розвитку, розряду мезо-евтрофна, класу – мезотрофна [6].

Озеро Луки-Перемут. У фітопланктоні виявлено 29 таксонів. Домінуючі види у кількісних показниках – *Oscillatoria planctonica* (чисельність – 66,8%, біомаса – 33,2%) та *Dinobryon* sp. (35,5% за біомасою); субдомінантом за чисельністю (19,7%) та біомасою (35,5%) виступає *Microcystis aeruginosa*. Загальна біомаса фітопланктону оз. Луки-Перемут становить 4,76 мг/дм³. За біомасою фітопланктону озеро відноситься до градації з середнім рівнем розвитку, розряду евтрофна, класу – евтрофна [6].

Озеро Люцимер характеризується високим якісним і кількісним розвитком. Видове різноманіття – 38 таксонів, переважають зелені.

За кількісними показниками домінують *Oscillatoria geminata* (чисельність – 83,4%, біомаса – 75%); субдомінантом виступає *O. planctonica* (чисельність і біомаса відповідно 15,4% та 13,8%). Загальні кількісні показники навесні досягали 416094,0 тис. кл/дм³ та 17,59 мг/дм³ за чисельністю і біомасою відповідно. За біомасою фітопланктону згідно з характеристикою водних об'єктів України [6] озеро відноситься до градації з високим рівнем розвитку, розряду політрофна, класу – політрофна.

Виновки

Високий кількісний розвиток фітопланктону з домінуванням синьозелених (чисельність, біомаса) навесні в деяких озерах, на нашу думку, є відгуком альгоценозу водної екосистеми на антропогенне навантаження, в результаті якого в озері збільшився вміст розчинених сполук азоту та фосфору. Трофічний статус Шацьких озер за розвитком біомаси фітопланктону в цей час характеризується від оліготрофного з дуже низькою біомасою (озера Світязь і Пулемецьке) через мезотрофний (оз. Чорне Велике) і евтрофний (оз. Перемут) до політрофного (оз. Люцимер).

За видами-індикаторами органічного забруднення вода відноситься до β -мезосапробної зони, характеризується задовільною якістю, що відповідає вимогам для водойм рекреаційного призначення.

1. Варенко Н.И. Роль фитопланктона в биогенной миграции микрорезлементов в Днепродзержинском и Запорожском водохранилищах / Варенко Н.И., Мисюра А.В. // Гидробиол. журн. – 1985. – Т. 21, № 4. – С. 39–44.
2. Горев Н.М. // Региональная гидрохимия / Н.М. Горев, А.М. Никаноров, В.И. Пелешенко. – К.: Вища шк., 1989. – 280 с.
3. Кренева С.В. Система экологического контроля состояния природных вод / С.В. Кренева // Гидробиол. журн. – 1993. – Т. 29, № 3. – С. 88–95.
4. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / О.М. Арсан, О.А. Давидов, Т.М. Дьяченко [та ін.]; за ред. В.Д. Романенка. НАН України. Ін-т гідробіології. – К.: ЛОГОС, 2006. – 408 с.
5. Нахшина Е.П. Тяжелые металлы в системе «вода – донные отложения» водоемов (обзор) / Е.П. Нахшина // Гидробиол. журн. – 1985. – Т. 21, № 2. – С. 80–90.
6. Оксиук О.П. Оценка состояния водных объектов Украины по гидробиологическим показателям. I. Планктон / О.П. Оксиук, Г.А. Жданова, С.Л. Гусынская, Т.В. Головки // Гидробиол. журн. – 1994. – Т. 30, № 3. – С. 26–30.
7. Семенов А.Д. Рыбохозяйственные аспекты экологического мониторинга поверхностных вод Советского Союза / А.Д. Семенов, М.К. Спичак, В.Г. Дубинина // Научные основы биомониторинга пресноводных экосистем: труды сов.-франц. симп. – Л.: Гидрометеиздат, 1988. – С. 32–40.
8. Тимченко В.М. Гидроэкологическая характеристика Шацьких озер. / В.М. Тимченко, В.М. Якушин, Г.Н. Олейник [и др.]; Ред. Гидробиол. журн. АН Украины. – Киев, 1993. – 120 с. – Деп. в ВИНТИ 02.08.93, № 2188-В93.
9. Щербак В.И. Фитопланктон Днепра и его водохранилищ / В.И. Щербак // Растительность и бактериальное население Днепра и его водохранилищ. – К.: Наук. думка, 1989. – С. 77–93.
10. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy // Official Journal of the European Communities. – L 327, 22.12.2000. – 72 p.

Н.И. Хижняк, Н.Ю. Евтушенко, И.А. Майстрова, М.М. Сидоренко

Национальный университет биоресурсов и природопользования Украины, Киев

СТРУКТУРНАЯ ОРГАНИЗАЦИЯ ФИТОПЛАНКТОНА ОЗЕР ШАЦКОГО НАЦИОНАЛЬНОГО ПРИРОДНОГО ПАРКА УКРАИНЫ

В формировании количественных показателей весеннего фитопланктона озер доминируют синезеленые водоросли, что, вероятно, связано с антропогенной нагрузкой. Трофический статус озер по развитию биомассы фитопланктона (0,22–17,59 мг/дм³) в этот период характеризуется от олиготрофного до политрофного

Ключевые слова: фитопланктон, озеро, трофность

M.I. Khizhnyak, M.Yu. Evtushenko, I.A. Maystrova, M.M. Sidorenko

National University of Life and Environmental Science of Ukraine, Kyiv

STRUCTURAL ORGANIZATION PHYTOPLANKTON OF LAKES OF SHATSK NATIONAL NATURAL PARK OF UKRAINE

In the formation of quantitative indicators of spring phytoplankton dominated lakes synozeleni algae, which is likely due to anthropogenic stress.

Key words: phytoplankton, lake

УДК 639.3

М.І. ХИЖНЯК¹, Н.І. ЦЬОНЬ², О.Я. ДУМИЧ³

¹Національний університет і природокористування України
вул. Героїв Оборони, 15, Київ 04210

²Львівський національний університет ім. Івана Франка
вул. Львівська, 5, Львів 79000, Україна

³Львівська дослідна станція Інституту рибного господарства НААН України
вул. Львівська, 11, смт. Великий Любін, Львівська обл.

ДИНАМІКА ЧИСЕЛЬНОСТІ ЗООПЛАНКТОНУ У СТАВАХ, УДОБРЕНИХ ЗЕРНОВОЮ БАРДОЮ

Подано аналіз динаміки чисельності зоопланктону рибницьких ставів під дією відходів спиртової промисловості – зернової барди як органічного добрива порівняно з контролем – перегноєм.

Ключові слова: зоопланктон, відходи спиртової промисловості, зернова барда, органічне добриво

Структура угруповань зоопланктону та чисельність його організмів дуже чутливі до антропогенного втручання у водну екосистему і, зокрема, до внесення органічних добрив, застосування яких є необхідною умовою рибогосподарської діяльності. У зв'язку з занепадом великих фермерських господарств та подорожчанням гною постала проблема нестачі традиційного для рибництва органічного добрива – перегною.

Нами проведено експерименти з застосування відходів спиртової промисловості – зернової барди – у рибницьких ставах.

Матеріал і методи досліджень

Дослідження здійснювали протягом 2006–2008 років на базі ДПДГ Львівської дослідної станції ІРГ НААН у ставах з площею 1,77–3,61 га та середньою глибиною 1,0–1,5 м. У дослідні вирощувальні стави вносили зернову барду в кількості 2 т/га. Контролем служили стави, удобрені перегноєм з розрахунку 2 т/га. У 2006–2007 рр. цьоголіток коропа вирощували у монокультурі (30–50 тис. екз/га), а в 2008-му році – у полікультурі (короп – 50 тис. екз/га, білий товстолоб – 25, білий амур – 25).

Проби зоопланктону відбирали згідно загальноприйнятих у гідробіології методів [3]. Таксономічне визначення видів здійснювали за Л.О. Кутіковою [5], Є.Ф. Мануйловою [6], В.І. Монченком [7].

Результати досліджень та їх обговорення

Протягом трьох років досліджень у вирощувальних коропових ставах спостерігали стрибкоподібний характер зміни чисельності зоопланктону, що є типовим для рибницьких ставів. У дослідних ставах, удобрених зерновою бардою, показники чисельності зоопланктону змінювались у широких межах: від 15,18 тис. екз/м³ до 1758,0 тис. екз/м³, що є характерним для водойм евтрофного типу [2]. Середньосезонні значення цього показника коливались у межах 220,59–431,27 тис. екз/м³ (рис. 1).

Діапазон коливання чисельності зоопланктону у контрольних ставах, удобрених перегноєм, був вужчим: від 16,0 тис. екз/м³ до 1014,44 тис. екз/м³. Середньосезонні значення змінювались у межах 219,68–530,14 тис. екз/м³.

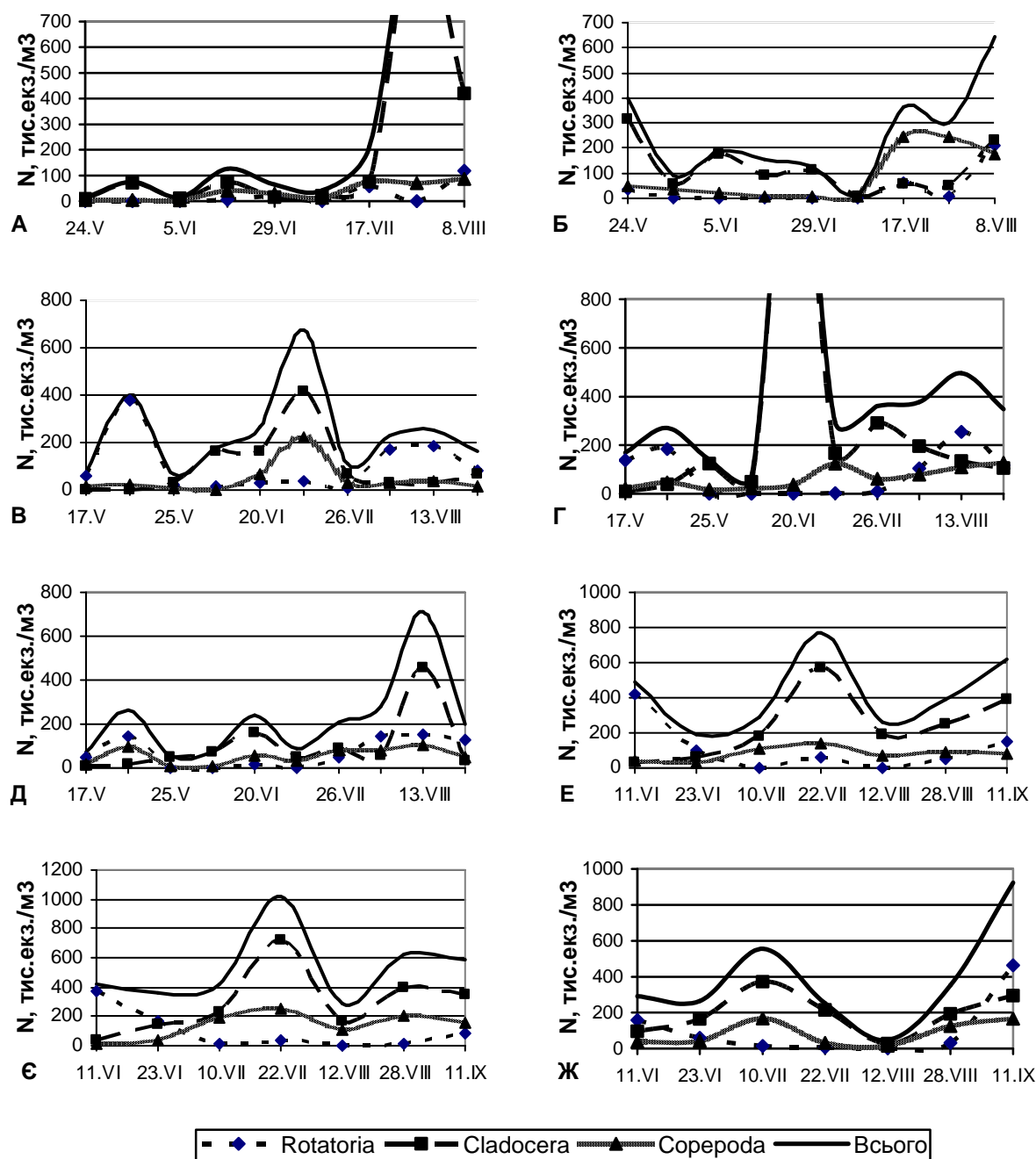


Рис. 1. Зміни показників чисельності (N) зоопланктону у дослідних (А, В, Г, Е) та контрольних ставах (Б, Д, Є, Ж)

Перший пік розвитку зоопланктону спостерігався на початку сезону вирощування і був пов'язаний як з внесенням органічних добрив, так і з надходженням у стави води, забрудненої органічними речовинами [1, 2]. У 2006 р. зоопланктон мав кладоцерний характер, оскільки через нестачу води в річці Верещиця стави були залиті передчасно – на місяць швидше. У цей час у дослідному ставі переважали дрібні організми, серед яких найбільша частка – 40–90% загальної чисельності, – належала представникам групи Cladocera, а саме *Ceriodaphnia quadrangula* O.F. Müller, *Bosmina longirostris* O.F. Müller. У контрольному ставі інтенсивно розвивались копеподитні стадії веслоногих рачків.

У 2007–2008 рр. перший пік розвитку зоопланктону спостерігався за рахунок ротаторій, чисельність яких сягала у досліді 270,0–421,33 тис. екз/м³, у контролі – 260,74–366,49 тис. екз/м³. Максимальні значення спостерігали у 2008 році, коли стави заливали та зарибляли у червні – на місяць пізніше, ніж у минулі роки, висока температура сприяла розвитку зоопланктону. Одночасно

домінувала молодь гіллястовусих, а також коловертки: у досліді – *Asplanchna girodi* De Guerne, *Brachionus calyciflorus* Pallas, *Filinia longiseta* Ehrbg; у контролі – *Asplanchna priodonta*, *A. sieboldi* Leydig, *Br. quadridentatus* Herman, *Keratella quadrata* O.F. Müller, *Lepadella patella* Lucks.

Отримані результати по дослідному ставі показали, що у 2006 р. завдяки внесеному органічному добриву чисельність зоопланктону зросла у 6 разів – до 75,02 тис. екз/м³. У 2007 р. на 4-ту добу після удобрення загальні показники зоопланктону зросли: у ставах, удобрених зерновою бардою, у 2–6 разів, у контрольному ставі – у 4 рази.

Протягом липня спостерігали інтенсивний розвиток гіллястовусих ракоподібних, частка яких складала 59–98% у дослідних ставах та 58–93 % у контрольних, що пов'язано з їх здатністю жити в умовах великої кількості завислих органічних речовин [9]. Це забезпечило досягнення максимальних показників зоопланктону: у досліді 126,0–1758,0 тис. екз/м³, у контролі 192,0–1014,44 тис. екз/м³. Це так звана “дафнієва стадія”, яку також спостерігали і інші дослідники [4, 8] в удобрених ставах. Це були види: *B. longirostris*, *Ch. sphaericus* O.F. Müller, *C. affinis*, *C. quadrangula*, *Daphnia magna*, *D. longispina*, *D. pulex*, *Moina rectirostris* Leydig, *Sc. mucronata* O.F. Müller, *Polyphemus pediculus* Linne, крім того, копеподитні стадії та зрілі форми *Diaptomus graciloides* Lill., *Mesocyclops crassus* Fischer, коловертки *Keratella quadrata* O.F. Müller.

З другої половини липня починається бурхливий розвиток синьозелених водоростей. На цей період припадає третій максимум чисельності зоопланктону. Показники зростали в досліді до 251,0–1196,0 тис. екз/м³, у контролі – до 620,44–924,0 тис. екз/м³. У цей час спостерігається погіршення гідрохімічного режиму води, починають більш інтенсивно розвиватись представники Сорерода, їх частка зростає: у досліді до 36–43%, у контролі до 27–82%.

В даний період домінуючий комплекс усіх ставів представлений копеподитами 1–5 стадії розвитку, *Acanthocyclops americanus* Marsh, *A. viridis* Jurine, *Mesocyclops leuckarti* Claus, *Thermocyclops crassus* Fischer; серед гіллястовусих найчастіше зустрічалась *B. longirostris*, яка вважається одним з найбільш стійких до органічного забруднення видів і випадає з структури зоопланктону в останню чергу, *Ch. sphaericus*, *M. rectirostris*; зростає роль виду-детритофага *Keratella cochlearis* Gosse, еврібіонтного виду *F. longiseta*, видів роду *Brachionus* та *Asplanchna*, а також *Diurella rousselebi* Voigt, *Euchlanis dilatata* Ehrbg.

Висновки

Встановлено, що на розвиток зоопланктону велике значення мав час заливки ставів. Аналіз дослідної та контрольної групи ставів виявив, що динаміка чисельності зоопланктону у них мала схожий стрибкоподібний характер. Внесення у стави зернової барди стимулювало розвиток зоопланктону на тому ж рівні, що й перегній: в середньому чисельність складала відповідно 220,59–431,27 тис. екз/м³ та 219,68–530,14 тис. екз/м³.

1. Добрянська Г.М. Вплив джерел водопостачання на якість води рибного господарства “Великий любінь” / Г.М. Добрянська, Н.І. Цюнь, Г.В. Качай, Г.Я. Тучапська, М.З. Кориляк // Оцінка екологічного стану водойм та адаптація гідробіонтів : Молодіжна школа-конференція, 30 червня – 2 липня 2008. – Тернопіль, 2008.
2. Думич О.Я. Зооіндикація стану штучних і природних водних екосистем Заходу України : автореф. дис. ... канд. біол. наук. 03.00.16 “Екологія” / О.Я. Думич. – Д., 2005. – 17 с.
3. Кражан С.А. Естественная кормовая база водоемов и методы ее определения при интенсивном ведении рыбного хозяйства / Кражан С.А., Лупачева Л.И. – Львов: Областная типография, 1991. – 102 с.
4. Крючкова Н.М. Структура сообщества зоопланктона в водоемах разного типа / Н.М. Крючкова // Продукционно-гидробиологические исследования водных экосистем. – Л.: Наука, 1987. – С. 184–198.
5. Кутикова Л.А. Коловратки фауны СССР / Л.А. Кутикова. – М.: Наука, 1970. – 744с.
6. Мануйлова Е.Ф. Ветвистоусые рачки (Cladocera) фауны СССР / Е.Ф. Мануйлова. – М.-Л.: Наука, 1964. – 327 с.
7. Монченко В.И. Фауна Украины. Том 27. (Вып.3). Циклопы / В.И. Монченко. – К.: Наук. думка, 1974. – 452 с.
8. Підгайко М.Л. Зоопланктон водоемов Европейской части СССР / М.Л. Підгайко. – М.: Наука, 1984. – 208 с.
9. Gliwicz Z.M. Food size selection and seasonal succession of filter feeding zooplankton in eutrophic lake / Z.M. Gliwicz // Ekol.pol. – 1977. – Vol. 25, N 2. – P.179–225.

Н.И. Хижняк¹, Н.И. Цьонь², О.Я. Думич³

¹Национальный университет биоресурсов и природопользования Украины, Киев

²Львовский национальный университет им. Ивана Франко, Украина

³Львовская опытная станция Института рыбного хозяйства НААН Украины, Великий Любень, Львовская обл.

ДИНАМИКА ЧИСЛЕННОСТИ ЗООПЛАНКТОНА В ПРУДАХ, УДОБРЕННЫХ ЗЕРНОВОЙ БАРДОЙ

Проанализирована численность зоопланктона рыбоводческих прудов под действием отходов спиртовой промышленности – зерновой барды как органического удобрения в сравнении с контролем – перегноем.

Ключевые слова: зоопланктон, отходы спиртовой промышленности, зерновая барда, органическое удобрение

N.I. Khizhnyak¹, N.I. Ts'on², O.Ya. Dumich³

¹ National University of Life and Environmental Science of Ukraine, Kyiv

² Ivan Franko National University of L'viv, Ukraine

³ Lviv Experimental Station of Institute Fish Industry of NAAS Ukraine, Great Lyuben', Lviv reg.

DYNAMICS OF QUANTITY OF ZOOPLANKTON IN PONDS, GRAIN DISTILLERY DREG

The analysis of zooplankton quantity dynamics of fish-breeding ponds is given under the influence of wastes of alcoholic industry – grain distillery dreg as an organic fertilizer in comparison with control – where a humus was used.

Key words: zooplankton, wastes of a spirit industry, distillery dreg, organic fertilizer

УДК 594.141

Л.М. ХЛУС

Чернівецький національний університет ім. Юрія Федьковича
вул. Коцюбинського, 2, Чернівці 58000, Україна

ДИНАМІКА РОЗМІРНО-ВІКОВОЇ СТРУКТУРИ ЛОКАЛЬНОЇ ПОПУЛЯЦІЇ *UNIO PICTORUM* L. З ЗОНИ НЕВИСНАЖЛИВОГО ВИКОРИСТАННЯ

Досліджено динаміку розмірно-вікової структури локальної популяції *Unio pictorum* L. (Lamellibranchia: Actinodontida: Unionidae) з ріки Гуків (західна частина Хотинської височини, притока р. Прут, басейн р. Дунай). Оцінена щільність популяції, встановлені величини абсолютних меристичних конхологічних показників та діапазон їх мінливості

Ключові слова: структура популяції, *Unio pictorum*, Гуків

З літератури відома надзвичайно велика фенотипова мінливість уніонід, у зв'язку з чим досі не існує загальної думки щодо видового та родового складу родини, зокрема роду *Unio*. Наприкінці XIX ст. Вестерлунд нараховував в Європі 269 видів роду *Unio*, а Локар для цієї ж території вказував 227 видів [6]. У наступних ревізіях, здійснених на основі концепції політипічного виду, кількість видів роду *Unio* була істотно скорочена. Так, В.І. Жадін (1938) для Європейської частини колишньої СРСР (без Криму і Кавказу) наводить три види цього роду: *Unio pictorum* L., *U. tumidus* Rets і *U. crassus* Rets., виділяючи ряд варієтетів, приурочених до басейнів різних рік, і не надаючи їм певного таксономічного навантаження. Я.І. Старобогатов розглядає форми, об'єднані Жадіним під назвою *Unio pictorum* як два види, *U. tumidus* – також як два окремих види, а групу під назвою *U. crassus* виділяє в окремий рід *Crassiana* Bgt. з чотирма самостійними видами [1]. Широке залучення у практику дослідження двостулкових молюсків компараторного методу призвело до збільшення кількості валідних видів двостулкових молюсків у вітчизняних роботах до кількох сотень, а у європейській малакологічній літературі визнається невелика кількість поліморфних видів [4]. Отже, дослідження морфометричних показників черепашок видів роду *Unio* не втратили актуальності і при належному їх осмисленні та математичній обробці, очевидно, можуть бути

використані у таксономічних цілях. Окрім того, оскільки відомо, що антропогенний тиск на біогеоценози може спричиняти зміни ростових процесів тварин різних таксономічних груп, необхідним є визначення мінливості морфометричних параметрів у природних умовах для наступного їх порівняння з відповідними показниками для тварин, що мешкають в зонах з вираженим техногенним чи урбаністичним навантаженням.

Керуючись вищевикладеним, ми дослідили динамічні зміни розмірно-вікової структури популяції *Unio pictorum* з річки Гуків – правої притоки Прута.

Матеріал і методи досліджень

Матеріалом для дослідження були вибірки з локальної популяції *Unio pictorum* L. (Lamellibranchia: Actinodontida: Unionidae) з ріки Гуків (західна частина Хотинської височини, Прут-Дністровське межиріччя України). Тварин збирали кількісно з площадок 25 м² в липні 1999-2004 рр. Визначали вік тварини за кількістю річних дуг наростання, а відтак у лівій стулки кожної черепашки штангенциркулем з точністю до 0,1 мм вимірювали довжину (l), висоту (h) та опуклість (d), відстань між відбитками м'язів-замикачів (lm), товщини черепашки під м'язом-ретрактором (t₁), латеральним (t₂) та кардинальним (t₄) зубами та на її задньому кінці (t₃), визначали її масу (w). Кутоміром вимірювали верхівковий (α) та сифональний (β) кути за загальноживаною схемою. Проміри здійснювали для кожного вікового класу окремо; отримані результати обраховували статистично [3]. Всього опрацьовано 3267 черепашок (1999 р. – 597 ос.; 2000 р. – 1000 ос.; 2002 р. – 1083 ос.; 2004 р. – 587 ос.).

Результати досліджень та їх обговорення

Щільність популяції перлівниці протягом досліджуваного періоду коливалася в межах 24–42 екз/м². Дослідження вікової структури популяції продемонстрували (табл. 1), що у вибірках є молюски віком від трьох до чотирнадцяти років. Домінуючими віковими групами впродовж усього періоду досліджень були п'яти-, шести- та семирічні тварини (у вибірці 2000 р. – також 8-ми, а 2002 р. – 4-х річні). Сумарна частка молюсків 5–7 років у досліджуваній період складала 71,5–84,3%. Починаючи з восьмирічного віку, частка особин кожної наступної вікової категорії стає все меншою, і тварини найстарших вікових класів представлені у вибірках одиничними особинами. У вибірках відсутні тварини віком молодше трьох років, а трирічні особини нечисленні. Відомо, що ювенільні особини уніонід оселяються там, де статевозрілі, як правило, не живуть. Підрастаючи, молодь поступово наближається до берегів і концентрується у прибережній смузі водойм.

Таблиця 1

Динаміка вікової структури популяції *U. pictorum* з ріки Гуків

Вибірки	Вік, років											
	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
2000 р., осінь	0	22	96	375	294	125	30	26	11	12	5	4
2002 р., осінь	20	258	371	262	141	63	48	12	8	3	2	1
2004 р., осінь	2	39	169	220	106	30	10	6	5	0	0	0

Максимальний вік перлівниць у досліджуваних нами вибірках становив 14 років. З літератури відомо, що перлівниці в природних умовах без несприятливих антропогенних впливів можуть доживати майже до тридцяти років [6]. Отже, отримані нами результати коректно характеризують вікову структуру статевозрілої частини популяції, не торкаючись її наймолодшої частки.

Проведений нами комплексний морфометричний аналіз (табл. 2, 3) дозволив розділити досліджувані параметри на дві категорії: закономірно зростаючих по мірі збільшення віку тварин та сталих, практично незалежних від віку. До перших належать усі лінійні показники (їх можна розглядати як потенційні біоіндикаційні характеристики), до других – верхівковий та сифональний кути (таксономічна цінність цих ознак є очевидною). Адекватність такого поділу ознак продемонстрована Н.С. Ростовою [5] з застосуванням підходу, що базується на співставленні рівня загальної мінливості та її узгодженості (детермінованості) для різних морфологічних ознак і дозволяє визначити співвідношення впливу на мінливість екзогенних та ендогенних факторів. Порівняння середніх значень основних габітуальних параметрів черепашки (довжини та висоти) 4–6 річних особин з вибірок перлівниць, здійснених у 1957–1959 рр. [2], 1999–2000 рр. [7, 8] та 2002–2004 рр. показало їх досить високу сталість в часі.

Таблиця 2

Морфометричні показники *U. pictorum* ($\bar{x} \pm S_x$) з ріки Гуків

Вік	n	α , градуси	β , градуси	l, мм	l, мм	d, мм	lm, мм	w, г
2002 рік								
3	20	157,55±0,14	57,50±0,11	45,08±0,99	25,40±0,49	7,02±0,12	25,65±0,63	2,64±0,18
4	158	158,38±0,04	58,08±0,03	46,13±0,30	25,73±0,15	7,32±0,06	25,92±0,17	2,78±0,06
5	371	159,19±0,02	58,98±0,04	50,37±0,21	27,80±0,11	8,09±0,04	28,14±0,12	3,81±0,06
6	262	159,81±0,04	59,82±0,04	52,11±0,25	28,87±0,13	8,34±0,05	29,09±0,14	4,22±0,08
7	141	159,99±0,04	59,91±0,04	53,56±0,28	29,76±0,16	8,69±0,07	29,69±0,15	4,75±0,10
8	63	160,17±0,11	60,21±0,13	55,41±0,58	30,78±0,31	9,34±0,13	30,73±0,31	5,79±0,22
9	48	160,00±0,22	60,10±0,10	57,00±0,53	31,86±0,33	9,83±0,15	31,45±0,33	6,43±0,27
10	12	160,67±0,26	60,75±0,28	59,00±1,11	32,92±0,58	10,13±0,34	32,83±0,61	8,54±0,71
11	8	160,38±0,26	60,50±0,38	58,00±1,00	31,75±0,49	10,01±0,39	33,13±0,44	6,90±0,40
2004 рік								
4	39	158,41±0,12	58,72±0,13	49,31±0,45	26,87±0,21	8,14±0,09	27,27±0,24	3,58±0,13
5	169	159,04±0,06	59,06±0,07	52,60±0,29	28,32±0,14	8,41±0,06	29,21±0,16	4,354±0,09
6	220	159,88±0,02	59,91±0,05	54,31±0,24	29,31±0,13	8,67±0,05	30,14±0,13	4,89±0,08
7	106	159,96±0,02	59,98±0,01	56,43±0,36	30,31±0,21	9,02±0,08	31,16±0,21	5,7±0,14
8	30	160,07±0,14	60,03±0,09	58,73±1,14	31,97±0,59	9,13±0,23	32,23±0,62	6,89±0,59
9	10	160,50±0,22	60,0±0,0	64,30±0,90	35,50±0,70	10,89±0,33	35,50±0,65	9,20±0,68
10	6	160,67±0,42	60,0±0,0	64,67±1,96	34,83±0,65	10,72±0,40	36,0±1,26	10,48±1,13
11	5	162,0±0,84	61,40±0,87	66,20±1,53	36,60±0,87	12,32±0,63	36,80±0,86	11,21±1,11

Водночас, розмах варіювання, оцінений за мінімальними та максимальними значеннями згаданих параметрів, у сучасній популяції значно більший, ніж 50 років тому. Вірогідно, це відображає більшу мінливість умов існування популяції *U. pictorum*, пов'язану з зростанням антропогенного навантаження у регіоні дослідження. Найбільш сталим конхологічним параметром, майже незалежним від віку тварин, виявився коефіцієнт h/l , який характеризує видовженість стулок. З віком зменшується швидкість лінійного росту черепашок (розрахована за константою росту для довжини стулки).

Таблиця 3

Показники товщини черепашки *U. pictorum* ($\bar{x} \pm S_x$) з ріки Гуків

Вік, роки	t_1 , мм	t_2 , мм	t_3 , мм	t_4 , мм
2002 рік				
3	1,74±0,06	1,21±0,04	1,89±0,05	0,57±0,01
4	1,70±0,03	1,26±0,01	1,93±0,02	0,62±0,03
5	2,11±0,02	1,45±0,004	2,12±0,01	0,70±0,002
6	2,26±0,02	1,59±0,003	2,17±0,02	0,65±0,004
7	2,40±0,03	1,70±0,01	2,28±0,02	0,68±0,004
8	2,60±0,06	1,81±0,01	2,55±0,05	0,81±0,01
9	2,70±0,07	1,93±0,01	2,60±0,07	0,83±0,01
10	3,16±0,12	2,12±0,01	2,88±0,11	0,96±0,01
11	2,81±0,12	2,19±0,01	2,70±0,10	1,13±0,02
2004 рік				
4	2,06±0,06	1,30±0,01	2,11±0,03	0,64±0,01
5	2,18±0,02	1,52±0,00	2,09±0,01	0,67±0,01
6	2,48±0,02	1,60±0,00	2,30±0,01	0,62±0,00
7	2,60±0,04	1,71±0,01	2,43±0,04	0,69±0,01
8	2,74±0,11	1,89±0,03	2,59±0,09	0,73±0,02
9	3,11±0,14	1,97±0,03	3,01±0,11	0,87±0,03
10	3,33±0,12	2,12±0,03	3,23±0,21	0,95±0,05
11	3,56±0,023	2,24±0,05	3,32±0,29	1,18±0,06

Висновки

Отже, у популяції *Unio pictorum* L. в річці Гуки у спільних поселеннях зустрічаються тварини віком від трьох років. Максимальний зареєстрований вік молюсків становить 14 років. Домінуючими

віковими групами є п'яти, шести та семирічні тварини. Щільність популяції періодично змінюється і коливається від 24 ос/м² до 42 ос/м². Підтверджена сталість у часі базових рівнів морфометричних параметрів черепашок різновікових особин *U. pictorum* з досліджуваної популяції. Комплексний аналіз меристичних конхологічних ознак виявив дві категорії параметрів: закономірно зростаючі по мірі збільшення віку (усі лінійні показники) та незалежні від віку (кутові параметри). Показники першої групи можна рекомендувати у якості біоіндикаційних. Коефіцієнт h/L , який характеризує видовженість стулок, є найбільш сталим конхологічним параметром і мало залежить від віку тварин. З віком зменшується швидкість лінійного росту черепашок (за константою росту для довжини стулки).

1. Затравкин М.Н. Морфометрические характеристики раковин двустворчатых моллюсков рода *Unio* фауны СССР и возможности их использования для идентификации видов / Затравкин М.Н., Лобанов А.Л. // Морфологические и экологические основы систематики моллюсков. Труды. ЗИН. – Т. 148. – Л., 1986. – С. 39–45.
2. Иванчик Г.С. К изучению биологии перловицы яйцевидной реки Гукео / Г.С. Иванчик // Науч. ежегодник Черновиц. ун-та за 1959 г. – Черновцы: Изд-во ЧГУ, 1960. – С. 447–449
3. Лакин Г.Ф. Биометрия / Г.Ф. Лакин – М.: Высш. шк., 1990. – 352 с.
4. Корнюшин А.В. Анализ многолетней таксономической дискуссии: сколько видов пресноводных двустворчатых моллюсков насчитывается в фауне Украины / А.В. Корнюшин / Вісн. Житом. пед. ун-ту. – 2002. – № 10. – С. 9–11.
5. Ростова Н.С. Изменчивость морфологических признаков / Н.С. Ростова // Фенетика природных популяций. IV Всесоюз. Совещ., Борок, нояб. 1990 г.). – М., 1990. – С. 178–180.
6. Стадниченко А.П. Фауна України. Перлівницеві. Кулькові / А.П. Стадниченко. – К.: Наук. думка, 1984. – Т. 29, вип. 9. – 384 с.
7. Хлус Л.М. Вікові аспекти мінливості *Unio pictorum* L. / Л.М. Хлус, К.М. Хлус, О.В. Колотило // Наукові основи збереження біотичної різноманітності. Темат. збірник. – Львів: Ліґа-Прес, 2003. – вип. 4. – С. 164–169.
8. Хлус Л.М. Мінливість конхологічних параметрів локальної популяції *Unio pictorum* L. (*Bivalvia*, *Unionidae*) / Л.М. Хлус, К.М. Хлус, О.В. Колотило // Наук. зап. Терноп. держ. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Сер. Біологія. Спец. вип.: Гідроекологія. – 2001. – № 3 (14). – С. 164–169.

Л.М. Хлус

Черновицкий национальный университет им. Юрия Федьковича, Украина

ДИНАМИКА РАЗМЕРНО–ВОЗРАСТНОЙ СТРУКТУРЫ ЛОКАЛЬНОЙ ПОПУЛЯЦИИ *UNIO PICTORUM* L. ИЗ ЗОНЫ НЕИЗНАУЧИТЕЛЬНОГО ИСПОЛЬЗОВАНИЯ

Изучена динамика размерно-возрастной структуры локальной популяции *Unio pictorum* L. (*Lamellibranchia*: *Actinodontida*: *Unionidae*) из реки Гукив (западная часть Хотинской возвышенности, приток р. Прут, бассейн р. Дунай). Оценена плотность популяции, установлены величины абсолютных меристических конхологических показателей и диапазон их изменчивости.

Ключевые слова: структура популяции, *Unio pictorum*, Гукив

L.M. Khlus

Chernivtsi national university the name of Yuriy Fed'kovich, Ukraine

DYNAMICS MEASURING AGE-OLD STRUCTURES LOCAL POPULATION *UNIO PICTORUM* L. FROM THE AREA OF THE UNEXHAUSTING USE

The dynamic of size-age structure of local population of *Unio pictorum* L. (*Lamellibranchia*: *Actinodontida*: *Unionidae*) from r. Gukeo (the west part of Chotyń Hight, the tributary of r. Prut, basin of r. Danube) was investigated. The density of population was estimated, the value of absolute measured concheological readings and the range of their variability was study.

Key words: structure of population, *Unio pictorum*, Gukiv

УДК 639.215.2:612.38:(546.46+546.47)

В.О. ХОМЕНЧУК, В.Я. БИЯК, С.Р. СІМЧУК, Ю.І. СЕНИК, О.О. РАБЧЕНЮК,
В.З. КУРАНТТернопільський національний педагогічний університет ім. Володимира Гнатюка
вул. М. Кривоноса, 2, Тернопіль, 46027

ОСОБЛИВОСТІ ПОГЛИНАННЯ ІОНІВ ЦИНКУ ТА КАДМІЮ КИШЕЧНИКОМ КОРОПА

Досліджено поглинання іонів цинку та кадмію в клітинах переднього та середнього відділів кишечника коропа *Syrprinus carpio* L. Показано, що транспорт іонів Zn^{2+} та Cd^{2+} через мембрани ентероцитів коропа є регульованим процесом. Адаптація риб до дії іонів важких металів значною мірою модулює їх поглинання кишковим епітелієм.

Ключові слова: адаптація, короп, транспорт, кишечник, цинк, кадмій

Зростання вмісту важких металів в водному середовищі призводить до надмірного акумулювання їх водними організмами та порушення нормального функціонування метаболічних систем у гідробіонтів. Токсичність іонів важких металів може модулюватись температурою, рН середовища, іонною силою розчину, присутністю хелатуючих агентів тощо [3].

Проникнення вищевказаних токсикантів в організм риб характеризується складними механізмами регуляції і потребує детального вивчення. Крім того, відомо, що організм має здатність адаптуватись до дії іонів металів та регулювати кількість їх надходження [7].

Тому метою роботи було вивчення проникнення іонів цинку та кадмію через апікальну мембрану ізольованих передньої та середньої частини кишечника адаптованих до даних металів та неадаптованих риб.

Матеріал і методи досліджень

Дослідження проведено на коропках *Syrprinus carpio* L. дворічного віку масою 250-300 г. Дослідних риб виловлювали траловим методом з ставків Тернопільського рибкомбінату, урочище Залісці.

З метою вивчення впливу іонів важких металів на їх транспорт, риб аклімували протягом 14 днів до Zn^{2+} та Cd^{2+} . Даний період вважається достатнім для формування адаптивної відповіді організму до дії вищевказаних токсикантів [4].

Було проведено 2 серії досліджень. У першій – на піддослідних рибках вивчався вплив іонів цинку в концентраціях 0,5 та 2 рибогосподарських гранично-допустимих концентрацій (ГДК) [1]. Іони металу вносили у вигляді сульфату. Друга серія досліджень була проведена з метою адаптації риб до дії іонів кадмію, які були внесені у вигляді хлориду в концентраціях, що відповідали 0,5 та 2 рибогосподарським ГДК [1].

Після 14 денної акліматизації риб забивали, на холоді відбирали передню і середню частини кишечника та *in vitro* досліджували концентраційну (0,05, 0,1, 0,5, 1, 2, 3 та 5 мг/дм³) залежність проникнення Zn^{2+} та Cd^{2+} в клітинах кишечника адаптованих та неадаптованих (контрольних) риб. Температура середовища інкубації становила 18 ± 2 °C; час – 30 хв. Як інкубаційне середовище використано розчин Рінгера для холоднокровних. Співвідношення маси тканини до об'єму досліджуваного розчину становило 1:10. Після інкубації кишечник промивали 3 рази чистим розчином Рінгера. Рівень накопичення металів визначали як різницю між вмістом металів в контрольній (без додавання іонів металу) та дослідній групах.

Для визначення вмісту цинку та кадмію в кишечнику останні спалювали в перегнаній нітратній кислоті у співвідношенні 1:5 (маса: об'єм). Вміст металів в усіх дослідженнях визначали на атомно-абсорбційному спектрофотометрі С-115 і виражали в мкг на г вологої тканини. Всі одержані дані оброблено статистично [2].

Результати досліджень та їх обговорення

Особливості поглинання іонів цинку кишечником коропа

Аналіз концентраційної залежності поглинання іонів цинку клітинами переднього відділу кишечника показує, що в діапазоні концентрацій 0,05-0,5 мг/дм³ як в неадаптованих, так і адаптованих до 0,5 ГДК іонів металу риб кількість зв'язаного цинку залишається практично незмінною і знаходиться в межах 9-15 мкг/мг тканини (Рис. 1а). Подальше збільшення іонів Zn^{2+} в середовищі інкубації призводить до лінійного зростання кількості акумульованого металу. Слід

відмітити практично однаковий профіль графіків поглинання та кількості акумульованого цинку у кишечнику риб контрольної та дослідної груп.

У риб адаптованих до 2 ГДК іонів цинку профіль кривої поглинання має подібний характер (Рис.1б). В інтервалі концентрацій від 0,05 до 1 мг/дм³ кількість сорбованого металу переднім відділом кишечника збільшується незначно - від 10 до 20 мкг на г вологої тканини, після чого кількість Zn²⁺ лінійно зростає досягаючи максимуму при 5 мг/дм³ [Zn²⁺] в середовищі інкубації. Слід відмітити, що кількість поглинутого металу кишечником у риб адаптованих до 2 ГДК цинку нижча у концентраційному діапазоні 1-5 мг/дм³ порівняно з контрольною групою, що, очевидно, є наслідком структурних перебудов клітин кишкового епітелію дослідних риб.

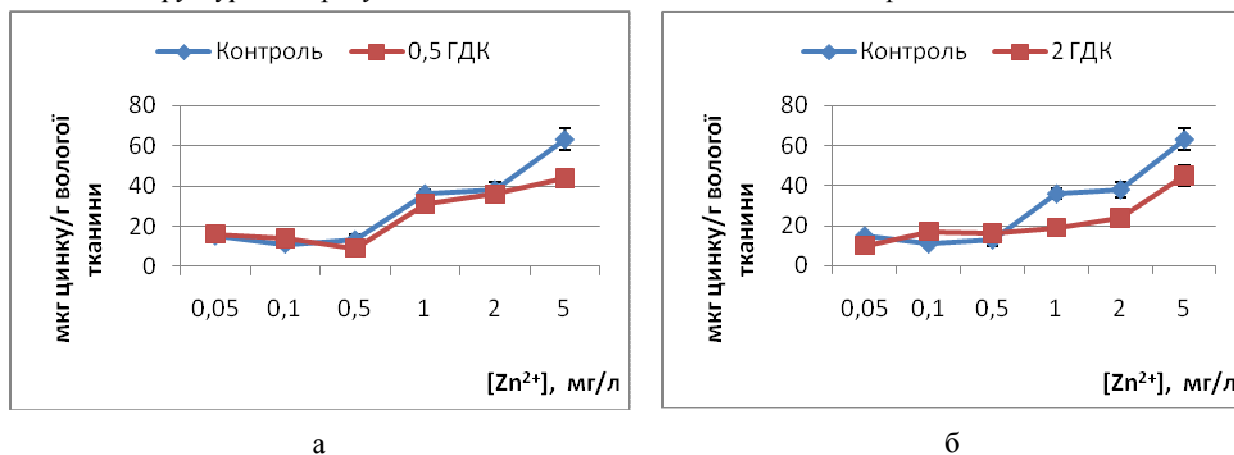


Рис. 1. Вплив адаптації риб до дії 0,5 (а) та 2 (б) ГДК цинку на поглинання Zn²⁺ переднім відділом кишечника коропа

Можна припустити, що поряд із зміною структури мембран проходить синтез нових ізоформ мембранних переносників, які володіють меншою спорідненістю до іонів цинку [7].

Аналіз результатів щодо зв'язування іонів цинку середнім відділом кишечника коропа показав, що в контрольній групі риб має місце пряма залежність між концентрацією цинку в середовищі інкубації та кількістю поглинутого середнім відділом кишечника коропа металу (Рис. 2а). Ефекту насичення в даному концентраційному діапазоні відмічено не було, а кількість акумульованого цинку, із збільшенням іонів металу у середовищі інкубації, зростала від 5 до 50 мкг/мг вологої тканини. У адаптованих до 0,5 ГДК іонів цинку риб крива поглинання його ентероцитами коропа характеризується ефектом насичення в інтервалі концентрацій 0,1-0,5 мг/дм³, після чого кількість зв'язаного металу лінійно зростала досягаючи максимуму за 5 мг/л цинку в середовищі інкубації. Окрім того в концентраційному інтервалі 0,5-5 мг/дм³ кількість поглинутого цинку клітинами середнього відділу кишечника є меншою у риб адаптованих до 0,5 ГДК металу порівняно з контрольною групою. Очевидно, дане явище є наслідком структурних змін як клітин в цілому, так і їх мембран, обумовлених дією підвищених концентрацій металу. Дана гіпотеза підтверджується літературними даними. Так, за дії 2,4 мкмоль/дм³ іонів міді на *Oncorhynchus mikiss*, було виявлено нові субпопуляції зябрового епітелію, як спосіб обмеження надходження металу в організм [5].

У риб адаптованих при 2 ГДК іонів цинку характер залежності поглинання Zn²⁺ від їх концентрації кишечником дещо відмінний від групи риб аклімованих при 0,5 ГДК (Рис. 2б). Дослідження показують, що кількість поглинутого металу у даній групі риб лише за інкубації при 2 та 5 мг/л є нижчим порівняно з контрольною групою риб. Відмічено нелінійний характер сорбції іонів цинку з максимумом при 1 та 5 мг/дм³. Відомо що системи синтезу мембран є надзвичайно чутливими до дії високих концентрацій важких металів [9]. За дії допорогової концентрації іонів цинку організм ще в змозі адаптуватися до токсиканта, тоді як сублетальні його концентрації, очевидно, призводять до деструктивних змін як її ліпідного так і білкового компонента мембран. Виходячи з результатів досліджень, можна стверджувати, що адаптація риб до іонів цинку забезпечує зростання рівня регуляції надходження металу не тільки за рахунок базолатеральної, як вказується в дослідженнях [6], але і апікальної мембрани кишечника коропа.

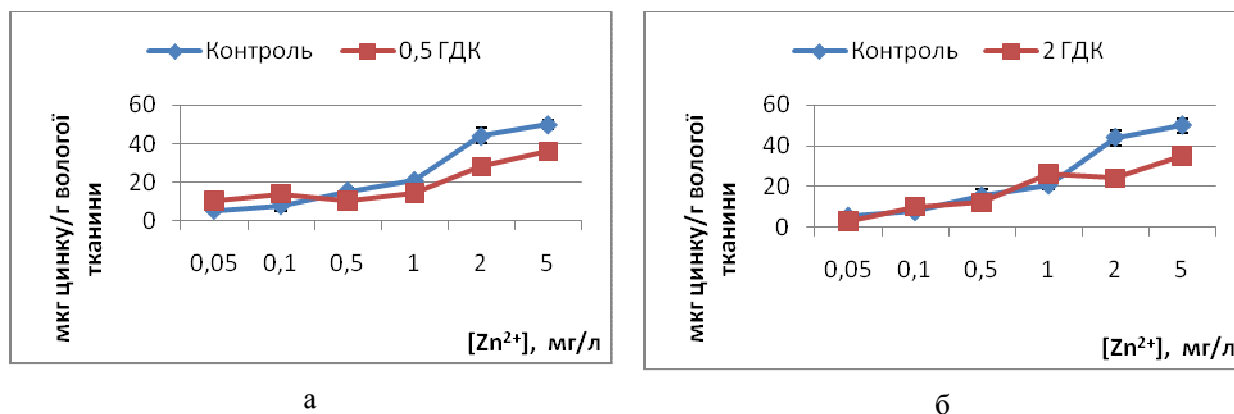


Рис. 2. Вплив адаптації риб до дії 0,5 (а) та 2 (б) ГДК цинку на поглинання Zn^{2+} середнім відділом кишечника коропа

Особливості поглинання іонів кадмію кишечника коропа

Графік залежності проникнення іонів кадмію від їх концентрації в середовищі інкубації ентероцитами переднього відділу кишечника як у контрольних, так і адаптованих до дії 0,5 ГДК, риб має подібний профіль (Рис. 3а). При цьому відмічено лінійну залежність між концентрацією металу в середовищі інкубації та кількістю поглинутого металу без ефекту насичення. Це свідчить про концентраційнозалежний характер проникнення іонів кадмію через мембрани. Очевидно, проникнення важких металів проходить шляхом полегшеної дифузії, і кількість поглинутого металу прямо пропорційна градієнту концентрацій токсиканта. Разом з тим, слід відмітити меншу кількість акумульованого металу у кишечнику адаптованих риб порівняно з контролем.

Поглинання іонів Cd^{2+} у кишечнику коропів адаптованих до 2 ГДК має подібний характер з рибами адаптованими за дії допорогових концентрацій (Рис. 3б).

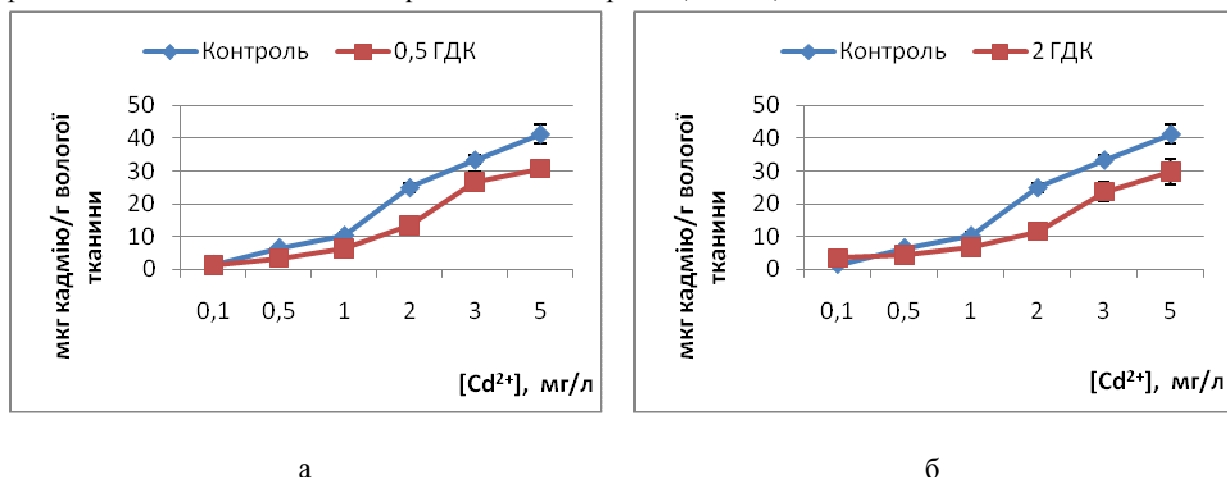


Рис. 3. Вплив адаптації риб до дії 0,5 (а) та 2 ГДК (б) кадмію на поглинання Cd^{2+} переднім відділом кишечника коропа

Аналіз результатів накопичення іонів кадмію клітинами середнього відділу кишечника в адаптованих групах риб (0,5 та 2 ГДК), показує подібний профіль кривих в інтервалі концентрацій 0,1 - 2 mg/dm^3 у середовищі інкубації (Рис. 4а,б). Разом з тим, характер кривих поглинання дослідних груп риб є відмінний від контрольних. Слід відмітити, що при аклімації риб до підвищених концентрацій іонів металу їх резистентність до дії токсиканта значною мірою зростає, про що говорить значне зменшення кількості сорбованого металу. З однієї сторони це можна трактувати структурно-функціональними змінами клітинної оболонки в процесі адаптації кишкового епітелію до підвищених концентрацій іонів, а з іншої ефектом ослизнення характерним для граничних епітеліальних тканин [8].

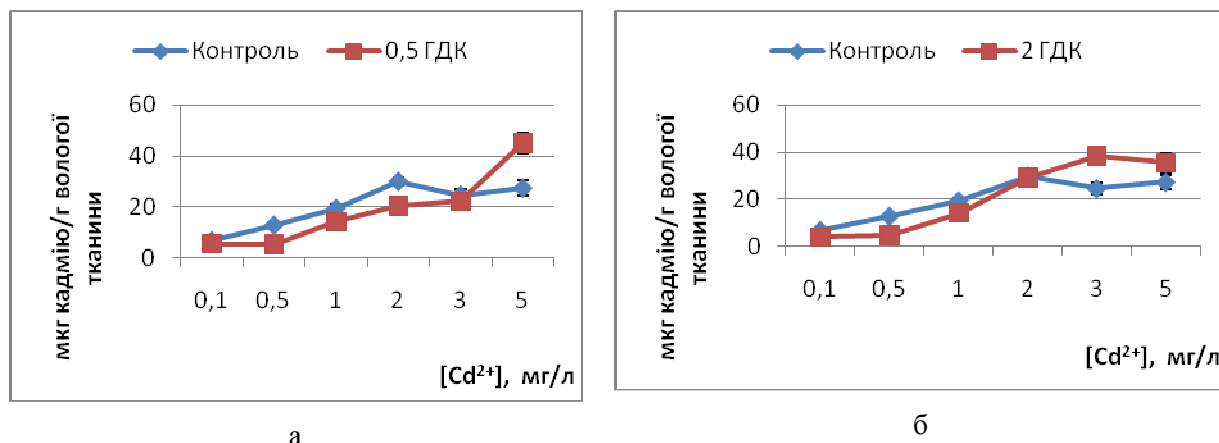


Рис. 4. Вплив адаптації до дії 0,5 (а) та 2 (б) ГДК кадмію на поглинання Cd^{2+} середнім відділом кишечника коропа

Разом з тим, крива поглинання іонів кадмію контрольних риб та риб адаптованих до 2 ГДК металу характеризуються ефектом насичення в концентраційному інтервалі 3-5 мг/дм³, що говорить про високий рівень регуляції надходження металу середнім відділом кишечника риб.

Висновки

Поглинання іонів цинку та кадмію клітинами переднього та середнього відділів коропа є концентраційнозалежним та до певної межі регульованим процесом. Адаптація риб до дії іонів важких металів значною мірою модулює їх проникнення у організм риб через кишечник.

1. Беспаятнов Г.П. Предельно допустимые концентрации химических веществ в окружающей среде. Справочник / Г.П. Беспаятнов, Ю.А. Кротов – Л.: Химия, 1985. – 304 с.
2. Лакин Г.Ф. Биометрия: Учебное пособие для биол. спец. вузов. 4-е изд., перераб. и доп. / Г.Ф. Лакин – М.: Высш. шк., 1990. – 352 с.
3. Мур Дж. В. Тяжёлые металлы в природных водах. Контроль и оценка влияния / Мур Дж., Рамамурти С. – М.: Мир, 1987. – 288 с.
4. Хлебович В.В. Акклимация животных организмов / В.В. Хлебович – Л.: Наука, 1981. – 135с.
5. Dang Z.C. Effects of copper on cortisol receptor and metallothionein expression in gills of *Oncorhynchus mykiss* / Z.C. Dang, G. Flik, B. Ducouret// *Aquat. Toxicol.* – 2000. – Vol. 51, N 1. – P. 45-54.
6. Grosell M. Cu uptake, metabolism and elimination in fed and starved European eels (*Anguilla anguilla*) during adaptation to water-borne Cu exposure / H.J.M. Grosell H.J.M., H.J.M. Hansena, P. Rosenkildea// *Comp. Biochem. Physiol.* – 1998. – Vol. 120C, N 2. – P. 295-301.
7. Hogstrand C. Ca^{2+} versus Zn^{2+} transport in the gills of freshwater rainbow trout and the cost of adaptation to waterborne Zn^{2+} / C. Hogstrand, S.D. Reid, C.M. Wood// *J. Exp. Biol.* – 1995. – Vol. 198. –P. 337-348.
8. Mallat J. Fish gill structural changes induced by toxicants and other irritants: a statistical review /J. Mallat // *Can. J. Fish Aquat. Sci.* – 1985. – Vol. 42. – P. 630-648.
9. Satyavathi C. Inhibition of Na^+ , K^+ -ATP-ase in *Penaeus indicus* postlarvae by lead / C. Satyavathi, Y.P. Rao// *Comp. Biochem. Physiol.* – 2001. - Vol. 127C, N 1. – P. 11-22.

В.О. Хоменчук, В.Я. Бияк, С.Р. Симчук, Ю.И. Сенник, Е.А. Рабченко, В.З. Курант
Тернопольский национальный педагогический университет им. Владимира Гнатюка, Украина

ОСОБЕННОСТИ ПОГЛОЩЕНИЯ ИОНОВ ЦИНКА И КАДМИЯ КИШЕЧНИКОМ КАРПА

Исследовано поглощение ионов цинка и кадмия в клетках переднего и среднего отделов кишечника карпа *Cyprinus carpio* L. Показано, что транспорт ионов Zn^{2+} и Cd^{2+} через мембраны энтероцитов карпа является регулируемым процессом. Адаптация рыб к действию ионов тяжелых металлов в значительной степени модулирует их поглощение кишечным эпителием.

Ключевые слова: адаптация, карп, транспорт, кишечник, цинк, кадмий

V.O. Khomenchuk, V.Ya. Byyak, S.R. Simchuk, Yu.I. Senik, O.O. Rabchenyuk, V.Z. Kurant
Ternopil National Volodymyr Hnatiuk Pedagogical University, Ukraine

ABSORPTION OF IONS OF ZINC AND CADMIUM BY INTESTINE OF CARP

Absorption of ions of zinc and cadmium in intestine of *Cyprinus carpio* L. was studied. Transport of ions of Zn^{2+} and Cd^{2+} through the membranes of enterocytes of carp is regulated process. Adaptation of fish to the action of ions of heavy metals to modulates their absorption an intestinal epithelium.

Key words: adaptation, carp, transport, intestine, zinc, cadmium

УДК (574.5 (28): 581.1)001.891.7

К.М. ЦАПЛІНА

Інститут гідробіології НАН України
пр-т Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210

ПРОДУКЦІЙНІ ХАРАКТЕРИСТИКИ ВИЩИХ ВОДЯНИХ РОСЛИН КИЇВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА НА СУЧАСНОМУ ЕТАПІ ФУНКЦІОНУВАННЯ ЙОГО ЕКОСИСТЕМИ

Встановлені продукційні характеристики вищих водяних рослин різних екологічних груп у Київському водосховищі. Найбільшу кількість органічної речовини продукують вищі водяні рослини у водосховищно-річковому районі (72,2% всієї продукції).

Ключові слова: продукційні характеристики, вища водяна рослинність, Київське водосховище

Однією з основних задач лімнологічних досліджень є складання біотичного балансу водойми. Тому продукційні характеристики вищої водної рослинності як одного з основних компонентів біоти водосховищ постійно знаходяться в полі зору дослідників. Київське водосховище – головне у каскаді Дніпровських водосховищ і має найбільші за площею мілководні ділянки (314 км²), що займають 34% водного дзеркала [1, 6]. Як відомо з літературних джерел [1, 4, 6], основні масиви заростей вищих водяних рослин розташовані у верхній частині водосховища. Згідно останніх даних (1989) площі заростей досягали 132 км², запаси рослинності – 106 тис. т сухої маси.

Метою роботи було встановити продукційні характеристики вищих водяних рослин різних екологічних груп Київського водосховища в цілому та його окремих районів.

Матеріал і методи досліджень

Проведено геоботанічні дослідження на Київському водосховищі з (2007–2009 рр.) за методиками В.М. Катанської [2, 3]. Визначались площі заростей вищих водяних рослин різних екологічних груп, фітомасу з 1 м². У однорідних і суцільних заростях укоси були зібрані з 0,25 м².

Здійснено картування Київського водосховища, його мілководних частин та зарослих вищою водною рослинністю ділянок загальноприйнятими методами [2, 3, 7]. Річну продукцію розраховували, використовуючи коефіцієнт 1,1 [4].

Продукцію органічної речовини вищих водяних рослин розраховували в одиницях органічного вуглецю. Для балансових досліджень водосховища фітомасу та продукцію переводили у ккал, враховуючи, що 1 г вуглецю відповідає 10 ккал [5]. Розрахунки фітомаси та продукції вищих водяних рослин здійснювали як для водосховищу в цілому, так і для його окремих районів.

Результати досліджень та їх обговорення

В основі геоботанічного районування Київського водосховища лежить принцип розподілу мілководної зони на 3 райони: річковий, водосховищно-річковий та водосховищний [4]. Річковий район характеризується переважанням річкових умов і має 59,8 км² площі мілководь (16,3% площі водосховища в цілому). Для нього характерні масиви заплавних островів та підтоплення в межах центральної і прируслової зон заплави. Площі заростей складають 8,4% від площі мілководь водосховища. З них на повітряно-водну припадає 19,2 км², площі рослин з плаваючим листям становлять 5,6 км², занурені рослини займають площі 1,6 км².

Нині тут реєструються рослинні комплекси, що наявні у заплавних водоймах. Переважають зарості очерета звичайного, масиви заростей рогузу вузьколистого. Найбільшу фітомасу має рогіз

вузьколистий (*Typha angustifolia* L.) – 6 кг/м² сирової маси. Значну фітомасу утворюють рослини з плаваючим листям – 2,4–4,4 кг/м² сирової маси. Занурена рослинність порівняно з попередніми роками зменшила площі заростання, але на річкових ділянках все ж має достатньо великі площі. Домінантами є водопериця колосиста (*Myriophyllum spicatum* L., рдесник пронизанолистий (*Potamogeton perfoliatus* L.), різуха морська (*Najas marina* L.), у складі фітоценозу у великій кількості присутній гірчак земноводний (*Poligonum amphibiolum* L.). Фітомаса з 1 м² досягала 2 кг сирової маси.

Водосховищно-річковий район складає 39,8% площі всього водосховища. Площі заростей досягають 110,4 км² (35,1% від всіх мілководь). На повітряно-водну припадає 79,7 км², рослини з плаваючим листям займають 30,1 км², занурені – 0,6 км². Для цього району характерні острови – останці, що заросли повітряно-водними рослинами. Формування заростів на ділянці відбувається за рахунок рогозових та очеретяних масивів. Значна густина очерета звичайного (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud) та рогозу вузьколистого і утворення ними великих масивів призводить до ізоляції окремих частин мілководь, що супроводжується зміною їх гідрологічного та гідрохімічного режиму [6].

Між островами-останцями розташовані великі за площею угруповання рослин з плаваючими листям. По режиму рівнів води район носить риси водосховища, тобто, паводки ослаблені, що дає можливість рослинам з плаваючим листям розширювати площі. На фоні цих змін у формуванні рослинного покриву верхньої ділянки водосховища, крім повітряно-водних, велике значення у заростанні мають рослини з плаваючим листям, щорічно більшуючи площі. У домінантах глечики жовті (*Nuphar lutea* (L.) Smith), латаття біле (*Nymphaea alba* L.). Останнім часом все більшу роль у заростанні водосховищно-річкової ділянки серед рослин з плаваючим листям відіграє водяний горіх плаваючий (*Trapa natans* L.), який присутній у різних кількостях майже на всіх мілководдях.

По краю сформованих заростей з повітряно-водних рослин у невеликій кількості присутня занурена рослинність. Зарості зануреної рослинності розріджені, фітомаса складає 0,8 кг/м² сирової маси. Домінантами є водопериця колосиста, рдесник гребінчастий (*P. pectinatus* L.), менше – рдесник пронизанолистий.

Мілководдя Тетерівської затоки зайняті заростями очерету звичайного та рогозу вузьколистого. Площі їх досягають декілька га. Великі площі також займають зарості латаття білого, глечиків жовтих та водяного горіха плаваючого. На мілководних ділянках з добрим водообміном розвивається занурена рослинність, але площі, зайняті нею, незначні.

Водосховищний район. Мілководні ділянки в межах району займають значно менші площі. Щодо водного дзеркала водосховища мілководна ділянка займає лише 14%. Площа, зайнята повітряно-водними рослинами, складає 3,2 км², зануреними – 10,0 км². Площі рослин з плаваючим листям незначні. Правий берег зайнятий розрідженими заростями рдесника пронизанолистого або має мілководдя, що зовсім не заросли вищими водними рослинами. Фітомаса не перевищує 0,6 кг/м² сирової маси. На мілководдях зліва найбільші площі займає занурена рослинність. Домінантами є рдесник пронизанолистий. Площі заростання занурених рослин у різні роки змінюються у зв'язку з зміною гідрологічних умов середовища. Важливу роль у заростанні мілководної ділянки мають нитчасті водорості. Основними факторами середовища, що впливають на розвиток рослинності цієї ділянки є вітрохвильові коливання рівня води. Велике значення для розвитку занурених рослин, одночасно як і нитчастих водоростей, є водність року. Крім занурених рослин вздовж лівого берега формуються зарості рогоза вузьколистого, ширина їх досягає 2–4 м.

В цілому в Київському водосховищі площа заростей складає біля 150 км² (47,7% мілководь водосховища). Площі, зайняті повітряно-водними рослинами становлять біля 68,1%, рослинами з плаваючим листям – 23,8%, зануреними рослинами – 8,1%. Порівняно з попередніми роками нині [6] збільшилися площі рослин з плаваючим листям (від 4,8% заростання до 23,8%), зменшились площі занурених рослин (від 25,9% до 8,1%).

Розрахунок біомаси і продукції вищих водних рослин Київського водосховища показав, що біомаса в водосховищі становить 42,4 тис. т органічного вуглецю, продукція – 46,6 тис. т. органічного вуглецю, 23,1% всієї продукції припадає на річковий район, 72,2% – на водосховищно-річковий і тільки 4,6% – на водосховищний район. Найбільшу кількість органічної речовини в цілому по водосховищу продукують повітряно-водні рослини (93,8%). Частка рослин з плаваючим листям становить 4,2%, занурених – 2%. Серед повітряно-водних кількість органічної речовини максимально утворюється у водосховищно-річковому районі (72,9%). Рослини з плаваючим листям

найбільшу продукцію (86,5%) мають також на цій ділянці. Продукція занурених рослин максимально представлена у водосховищному районі – 82,8% від продукції занурених рослин водосховища в цілому.

Перерахунки біомаси і продукції органічної речовини вищих водяних рослин на м² водного дзеркала у водосховищі в цілому і по районах представлені в табл.

Таблиця

Продукційні характеристики вищих водяних рослин Київського водосховища в цілому і різних його районів

Показники	Річковий	Водосховищно-річковий	Водосховищний	В цілому по водосховищу
Біомаса, г/м ²	165	273	10	115
Продукція С, г/м ²	66,0	109,2	4,0	46,0
Продукція, ккал/м ²	726,0	1201,2	44,0	506,0

Максимальну продукцію в ккал/м² водного дзеркала має водосховищно-річковий район (1201,2 ккал/м²), мінімальна продукція характерна для водосховищного району. В цілому в Київському водосховищі продукція вищих водяних рослин на м² склала 506,0 ккал, що у 2,5 рази більше, ніж було зареєстровано дослідженнями у 70-ті роки ХХ ст.

Висновки

Встановлено, що площі мілководь річкового району складають 16,3%, водосховищно-річкового – 39,8%, водосховищного району – 14,0% від площі мілководь в цілому по водосховищу.

В Київському водосховищу площа заростей досягає близько 150 км² (47,7% мілководь водосховища), з них на річковий район водосховища припадає 8,4%, на водосховищно-річковий – 35,1%, на водосховищний район – 4,2% від площі всіх мілководь.

Площі, зайняті повітряно-водною рослинністю становлять біля 68,1%, рослин з плаваючим листям – 23,8%, занурених – 8,1% від всіх площ зарослих ділянок. Порівняно з попередніми роками (1989) збільшилися площі рослин з плаваючим листям від 4,8% заростання до 23,8%, зменшилися площі занурених рослин – від 25,9% до 8,1%.

Продукція вищих водяних рослин в цілому у водосховищі досягає 46,6 тис. т органічного вуглецю, з них на річковий район припадає 23,1% продукції, на водосховищно-річковий – 72,2%, на водосховищний – 4,6%.

Найбільшу кількість органічної речовини в цілому у водосховищі продукують повітряно-водні рослини (93,8%), частка рослин з плаваючим листям становить 4,2%, занурених – 2%.

В цілому у Київському водосховищу продукція вищих водяних рослин на м² складає 506,0 ккал, що у 2,5 рази більше, ніж було зареєстровано дослідженнями у 70 роки ХХ ст.

1. Дубняк С.С. Гідродинаміка мілководь Дніпровських водосховищ, її екологічна роль: автор. дис. на здобуття ступеня канд. геогр. Наук: спец. 11.00.07 "Гідрологія суші, водні ресурси і гідрохімія" / С.С. Дубняк. – К., 1997. – 20 с.
2. Катанская В.М. Методика исследования высшей водной растительности / В.М. Катанская // Жизнь пресных вод. – Л.: Изд-во АН СССР, 1956. – С.160–182.
3. Катанская В.М. Высшая водная растительность континентальных водоемов СССР / В.М. Катанская. – Л.: Наука, 1981. – 248 с.
4. Киевское водохранилище / В.М. Багнюк, К.С. Владимирова, Д.З. Гак [и др.] / под ред. Я.Я. Цееб, Ю.Г. Майстренко. – К.: Наук. думка, 1972. – 455 с.
5. Распопов И.М. Высшая водная растительность больших озер Северо-Запада СССР / И.М. Распопов – Л.: Наука, 1985. – 197 с.
6. Растительность и бактериальное население Днепра и его водохранилищ / Л.А. Сиренко, И.Л. Корелякова, Л.Е. Михайленко [и др.] под ред. В.Н. Кондратьева. – К.: Наук. думка, 1989. – 230 с.
7. Садчиков А.П. Гидробиология: прибрежно-водная растительность. Учебн. пос. для студ. высш. учебн. заведений / Садчиков А., Кудряшов М.. – М.: Изд-во Центр «Академия», 2005. – 240 с.

К.М. Цаплина

Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

ПРОДУКЦИОННЫЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ ВЫСШИХ ВОДНЫХ РАСТЕНИЙ КИЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА НА СОВРЕМЕННОМ ЭТАПЕ ФУНКЦИОНИРОВАНИЯ ЕГО ЭКОСИСТЕМЫ

Установлены продукционные характеристики высших водных растений разных экологических групп в Киевском водохранилище. Максимальное количество органического вещества продуцируют высшие водные растения в водохранилищно-речном районе (72,2% всей продукции).

Ключевые слова: продукционные характеристики, высшая водная растительность, Киевское водохранилище

К.М. Tsaplina

Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

DESCRIPTIONS PRODUCTS OF HIGHER AQUATIC PLANTS OF KIEV WATER RESERVOIR ON THE MODERN STAGE OF FUNCTIONING OF HIS ECOSYSTEM

The production characteristics of higher aquatic plants belonging to different ecological groups have been defined. The largest amount of organic matter, making up 72,2% of the total production of aquatic vegetation in the Kyiv water reservoir, is produced in the riverine-lacustrine district.

Key words: descriptions of products, higher water plants, Kyiv water reservoir

УДК 674.586

Т.А. ШАРАПОВА

Институт проблем освоения Севера Сибирского отделения РАН
а/я 2774, Тюмень 625003, Россия

К ИЗУЧЕНИЮ ЗООПЕРИФИТОНА В ПРОТОКАХ КРУПНЫХ РЕК ЗАПАДНОЙ СИБИРИ

Рассмотрен таксономический состав, количественное развитие и доминирующие комплексы зооперифитона проток поймы и дельты крупных рек Западной Сибири. Выявлены основные факторы, влияющие на степень развития зооперифитона.

Ключевые слова: зооперифитон, протоки, Западная Сибирь

Для крупных равнинных рек Западной Сибири характерно свободное меандрирование среди рыхлых, легкоразмываемых пород, постоянное изменение русла и берегов, огромная по площади пойма. Особой уникальностью отличается Обь-Иртышская пойма, имеющая как значительные размеры (площадь около 33,5 тыс. км²), так и чрезвычайно продолжительные половодья (свыше 100 суток) [2]. Одним из важных элементов гидрографической сети пойм являются протоки. Многочисленные протоки играют огромное значение в водном режиме рек, т.к. выполняют функцию регуляторов режима стока, в них, по сравнению с реками, гораздо интенсивнее проходит процесс аккумуляции аллювия [2], они характеризуются более высокой трофностью и в них нагуливаются промысловые виды рыб.

Целью работы было выявление особенностей развития зооперифитона в протоках крупных рек Западной Сибири в различных географических зонах – от южной тайги до южной тундры.

Материал и методы исследований

Изучение зооперифитона здійснювали на 18 протоках, относящихся к бассейнам таких крупных рек как Обь, Таз и Иртыш. Исследования зооперифитона здійснювали как на протоках поймы рек, так и дельтовых участках рек Оби и Таза. Самые северные – протоки Гыданского полуострова (р.Мессояха), самые южные – бассейна Иртыша (реки Иртыш и Тура). Протоки делят на четыре группы: 1 – глубокие, сильно проточные; 2 – глубокие, слабо проточные; 3 – мелкие, проточные; 4 – мелкие, непроточные [1]. По своим характеристикам первая группа проток мало отличается от рек, к которым они относятся. К первой группе проток на которых осуществляли исследования зооперифитона относятся два рукава в дельте Оби – Надымская Обь и Большая Наречинская Обь.

Основной рукав Оби в дельтовом участке – Надымская Обь – изучен на двух участках (в начале – у пос. Салемал и перед Обской губой – у пос. Кутотьюган). Большинство протоков относятся ко второй группе, к третьей – только небольшие мелкие протоки без названия (бассейн рек Обь и Мессояха).

Пробы зооперифитона отбирали с затопленной отмершей ивы, прямым сбором, учитывая площадь субстратов. Фиксированные пробы зооперифитона разбирали в камере Богорова под бинокулярным микроскопом, что позволило включить в состав и мейофауну. При обсчете проб использовали модифицированную программу WACO (Водное сообщество), созданную в Институте гидробиологии НАН Украины. Всего собрано и обработано 70 проб зооперифитона.

Результаты исследований и их обсуждение

В зооперифитоне протоков найдено 100 видов и таксонов более высокого уровня, в том числе гидры, плоские, круглые и кольчатые черви, включая четыре вида пиявок, брюхоногих моллюсков (6 видов), мшанок (4), низших и высших раков, водных клещей, личинок веснянок, поденок (7), водных жуков (2), ручейников (5) и двукрылых. Семейство двукрылых представлено личинками мокрецов, мошек и хирономид (59 видов).

Кластерный анализ рассчитанного индекса сходства Серенсена показал, что в отдельную группу объединены дельтовые протоки Оби и Таза – между ними отмечено наибольшее сходство. В дельтовых протоках наблюдается, в связи с уменьшением скорости течения, выпадение реофильного комплекса личинок мошек, поденок и ручейников, но более богатый состав мшанок и брюхоногих моллюсков. Из пойменных протоков наибольшее сходство отмечается между протоками северных рек Оби и Таза, расположенных на близких широтах. Наименьшее сходство со всеми протоками у самого южного бассейна Иртыша и самого северного – реки Мессояха (Гыданский полуостров).

Для пойменных протоков одним из важнейших факторов является проточность. На большинстве протоков или участках с выраженным течением развивается богатый в качественном и количественном отношении зооперифитон, с преимущественно преобладанием по численности личинок хирономид, мошек или ручейников, биомассе – личинок мошек или ручейников (табл. 1). Смена доминантов связана с вылетом имаго мошек или ручейников и последующим заселением субстратов молодыми личинками.

В протоках или на их участках со слабым течением резко снижается количественное развитие зооперифитона, по биомассе преобладают личинки хирономид с высокой степенью доминирования (табл.1). Реофильные личинки мошек и ручейников либо представлены единично, либо вообще исчезают.

Дельтовые протоки с низкой скоростью течения и активным осаждением детрита имеют богатый в качественном отношении зооперифитон с высокой плотностью беспозвоночных, по численности преобладают личинки хирономид, реже – олигохеты наидиды (табл. 2). Максимальные значения биомассы отмечены при доминировании мшанок, в этих сообществах зооперифитона наблюдается и высокое таксономическое богатство.

Таблица 1

Характеристики зооперифитона пойменных протоков

Бассейн реки	Протока	Численность, экз./м ²	Биомасса, г/м ²	Кол-во таксонов	Доминант по численности, %	Доминант по биомассе, %
Обь	Ендырская (течение)	23873	14,51	14	Хирономиды 65	Хирономиды 64
	Ендырская (слабое течение)	8375	4,12	18	Хирономиды 83	Хирономиды 95
	Орловая (течение)	14301	12,42	17	Мошки 66	Мошки 85
	Без названия (слабое течение)	7258	3,2	16	Хирономиды 70	Хирономиды 91
	Гришкина (течение)	22912	23,66	10	Мошки 63	Мошки 90
Иртыш	Аркалым (течение)	8998	5,22	12	Хирономиды 56	Ручейники 54

ПРИСНОВОДНА ГІДРОБІОЛОГІЯ

Продолжение таблицы 1						
Тура	Б/н (течение)	180839	37,70	25	Хирономиды 54	Ручейники 56
Таз	Кедровая (течение)	53837	29,66	28	Мошки 73	Мошки 87
	Толька- Тыма (течение)	116023	28,86	19	Мошки 88	Мошки 87
	Протока б/н	7521	1,57	19	Хирономиды 65	Хирономиды 79
Мессояха (Гыданский п-ов)	Яун-Тарка (течение)	16326	26,07	16	Ручейники 44	Ручейники 91
	Ерпарод (течение)	27257	2,76	24	Олигохеты 77	Олигохеты 38, Ручейники 21
	Б/н (течение)	11961	3,81	13	Нематоды 60	Мошки 89
	Б/н (слабое течение)	6054	0,73	14	Хирономиды 74	Хирономиды 78

Таблица 2

Характеристики зооперифитона дельтовых протоков

Бассейн рек	Протока	Числен- ность, экз./м ²	Био- масса, г/ м ²	Кол-во таксон ов	Доминант по численности, %	Доминант по биомассе, %
Обь	Надымская Обь (пос. Салемал)	17738	2,02	15	Олигохеты 68	Хирономиды 63
	Надымская Обь (пос. Кутопьюган)	11404	10,89	21	Олигохеты 63	Мшанки 68
	Б.Наречинская Обь	8585	1,72	11	Хирономиды 90	Хирономиды 80
	Янгута	10362	1,49	18	Хирономиды 64	Хирономиды 89
	М.Юмба	18471	12,09	23	Хирономиды 71	Мшанки 61
	Сиберто	19758	48,68	25	Хирономиды 59	Мшанки 84

Выводы

Для зооперифитона пойменных протоков одним из важнейших факторов является течение, определяющее как уровень количественного развития, так и доминирующие группы. В условиях течения по биомассе преобладают личинки мошек и ручейников, на участках и/или протоках со слабым течением – личинки хирономид. Уровень развития протоков дельты определяется развитием мшанок, минимальные показатели развития наблюдаются при доминировании по биомассе хирономид.

1. *Иоффе Ц.И.* Донная фауна Обь-Иртышского бассейна и ее рыбохозяйственное значение / Ц.И. Иоффе. – Изв. ВНИОРХ, 1947. – Т. 25. – Вып. 1 – С. 113– 60.
2. *Петров И.Б.* Обь-Иртышская пойма (типизация и качественная оценка земель) / И.Б. Петров. – Новосибирск: Наука, 1979. – 135 с.

Т.О. Шаранова

Інститут проблем освоєння Півночі Сибірського відділення РАН, Тюмень, Росія

ДО ВИВЧЕННЯ ЗООПЕРІФІТОНУ У ПРОТОКАХ ВЕЛИКИХ РІЧОК ЗАХІДНОГО СИБІРУ

Розглянуто таксономічний склад, кількісний розвиток і комплекси домінуючих груп зооперіфітону проток заплави і дельти великих річок Західного Сибіру. Виявлено основні фактори, що впливають на ступінь розвитку зооперіфітону.

Ключові слова: зооперіфітон, протоки, Західний Сибір

T.A. Sharapova

Institute Problems Mastering of North of the Siberian Separation of RAS, Tyumen', Russia

RESEARCH OF ZOOOPERIPHYTON OF THE BIG RIVERS FLOODPLAIN CHANNELS OF WESTERN SIBERIA

The taxonomic composition, quantitative development and complexes of zooperiphyton dominant groups of the floodplain channels and deltas of big rivers of Western Siberia have been examined. The main causes that influence on the zooperiphyton development degree have been revealed.

Key words: zooperiphyton, channels, Western Siberia

УДК 556.16

І.О. ШАХМАН¹, Н.С. ЛОБОДА²

¹Херсонський гідрометеорологічний технікум ОДЕКУ

вул. Дзержинського, 11, Херсон 73000, Україна

²Одеський державний екологічний університет

вул. Львівська, 15, Одеса 65016, Україна

ОЦІНКА СТАНУ ВОДНИХ РЕСУРСІВ НИЖНЬОГО ПОДНІПРОВ'Я В УМОВАХ ВОДОГОСПОДАРСЬКОЇ ДІЯЛЬНОСТІ

Наведена оцінка змін річного стоку на основі імітаційної стохастичної моделі побутового стоку та виконана апробація моделі на даних водогосподарських балансів за 1991–2003 рр.

Ключові слова: водогосподарський баланс, стохастична модель побутового стоку, басейновий принцип

Система рівнянь водного балансу втратила своє природне забарвлення і трансформувалася в нову систему рівнянь – водогосподарський баланс (ВГБ). ВГБ є інструментом аналізу співвідношення водних ресурсів та водоспоживання, використання водних ресурсів, передбачає облік антропогенних факторів, що впливають на водні ресурси і змінюють їх кількісний та якісний склад. На основі вивчення водогосподарських балансів здійснюється управління водними ресурсами [1, 6, 8]. Наріжним каменем політики використання водних ресурсів є сукупна їх оцінка з метою розроблення рекомендацій, спрямованих на раціональне використання водних ресурсів, управління ними й планування водогосподарських заходів [3].

Матеріал і методи досліджень

Аналіз водних ресурсів Нижнього Подніпров'я дозволив установити особливо низьку забезпеченість водою півдня території, що підсилюється нераціональним водоспоживанням й приводить до забруднення водних джерел. Усі річки Нижнього Подніпров'я зарегульовані. Суттєвою проблемою гідрологічних розрахунків є недостатність даних та тривалості спостережень за стоком [5]. У своїй більшості ряди стоку є статистично неоднорідними через вплив водогосподарської діяльності. Даних про природний стік практично не залишилося.

До використаних у роботі матеріалів спостережень входять: вимірний стік річок з території Нижнього Дніпра, починаючи з моменту відкриття гідрологічних постів до 2003 р., дані про складові водогосподарських балансів за 1991–2003 рр. Ці дані, що сформовані як з архівних матеріалів гідрометслужби так і облводгоспів, як правило, не співпадають за територіальним принципом узагальнення матеріалів. Басейновий принцип обліку вод здійснюється в Облводгоспах по головних річках або по їх великих притоках. Тому зібраний вихідний матеріал за період з 1991 р. до 2003 р. був сформований у базу даних за басейновим принципом для водозборів, у замикальному

створі яких розташовані стокові пости. Проведена обробка матеріалу за стандартними формами облводгоспів „2ТП Водгосп”.

Основними методами дослідження є метод водно-теплого балансу (В.С. Мезенцев, 1978), який увійшов до моделі “клімат – стік” [2], та імітаційна стохастична модель побутового річного стоку [4, 5], розроблена в Одеському державному екологічному університеті.

Результати досліджень та їх обговорення

На вході в імітаційну стохастичну модель використані дані про природний річний стік [5], на виході – дані про побутовий стік при заданих рівнях водогосподарської діяльності та кліматичних умовах [7]. За результатами імітаційного стохастичного моделювання на основі методу множинної регресії отримані аналітичні рівняння, що пов’язують характеристики річного стоку (середнє арифметичне значення $\bar{Y}_П$, коефіцієнти варіації $C_{vП}$ та асиметрії $C_{sП}$) з показниками масштабів водогосподарської діяльності (відносна площа водного дзеркала штучних водойм f_B , відносна площа зрошуваних земель $f_{зр}$, коефіцієнти корисної дії зрошувальних систем η , показник розташування площ зрошення щодо водоприймача ξ , оптимальне зволоження ґрунту V_0) [7]. Отримані залежності є “функціями впливу” водогосподарських перетворень на характеристики річного стоку, що розроблені окремо для різних видів водогосподарської діяльності (додаткового випаровування з поверхні штучних водойм, відбирання води на зрошення за рахунок місцевого стоку, надходження зворотних вод з сільськогосподарських масивів). При інтегральній оцінці впливу водогосподарських перетворень використовуються коефіцієнти антропогенного впливу, що є відношенням параметру побутового стоку до параметру природного стоку $K_A = A_{Поб} / A_P$. Урахування сумарного впливу водогосподарських факторів відбувається шляхом додавання коефіцієнтів антропогенного впливу [7]. За отриманими статистичними параметрами побутового стоку визначається стік заданої забезпеченості. Достовірність отриманих результатів визначається збіжністю фактичних і розрахованих даних для року визначеної забезпеченості.

За результатами розрахунків проведена оцінка достовірності результатів моделювання шляхом співставлення отриманих характеристик побутового стоку з визначеними за даними спостережень. Розрахункові значення параметрів побутового стоку р. Інгулець (с. Олександростепанівка, с. Іскрівка, м. Кривий Ріг) отримані як результат взаємодії трьох факторів антропогенного впливу: втрат води на додаткове випаровування з водної поверхні штучних водойм, втрат води при вилученні з місцевого стоку на зрошення і додаткового припливу вод, які надходять при зрошуванні сільськогосподарських масивів водами річки-донора (табл. 1), а для р. Інгул (м. Кіровоград, с. Седнівка, с. Новогорожене), р. Кодима – с. Катеринка, р. Чорний Ташлик – с. Тарасівка – як результат взаємодії двох факторів антропогенного впливу: втрат води на додаткове випаровування з водної поверхні штучних водойм та втрат води при вилученні з місцевого стоку на зрошення (табл. 2). Співставлення розрахункових й спостережених значень стоку заданої забезпеченості в переважній більшості показало задовільний збіг результатів моделювання емпіричним даним [7].

Таблиця 1

Порівняння фактичних і розрахованих за моделлю величин побутового стоку р. Інгулець – с. Олександростепанівка

Рік	Забезпеченість P , %	Природний стік заданої забезпеченості Y_P , мм	Побутовий розрахунковий стік заданої забезпеченості $Y_{Поб.роз.р}$, мм	Побутовий фактичний стік заданої забезпеченості $Y_{Поб.ф.р}$, мм	Побутовий спостережений стік $Y_{Поб}$, мм	Похибка $\delta = (Y_{Поб} - Y_{Поб.ф.р})$, %
1991	1,47	224	188	198	175	13,1
1992	2,94	202	160	170	164	3,66
1993	26,5	101	79,3	88,1	76,0	15,9
1994	16,2	128	103	95,7	82,0	16,7
1995	41,2	80,2	61,3	70,1	66,0	6,21
1996	42,6	78,4	59,8	67,6	65,0	4,00
1997	45,6	74,4	56,5	64,1	55,0	16,5
1998	66,2	52,7	37,9	44,7	40,0	11,8

ПРИСНОВОДНА ГІДРОБІОЛОГІЯ

Продолжение таблицы 1						
1999	72,1	47,0	33,0	39,1	38,0	2,89
2000	58,8	60,0	44,2	50,4	46,0	9,61
2001	54,4	64,4	48,0	53,6	50,0	7,20
2002	33,8	89,8	69,4	73,0	70,0	4,29
2003	23,5	107	84,3	87,3	78,0	11,9

Примітки: вхідні параметри природного стоку: $\bar{Y}_\Pi = 79,0$ мм; $C_{v_\Pi} = 0,60$; $C_{s_\Pi} = 1,30$. Коефіцієнти антропогенного впливу при наявності заборів води на зрошення з місцевого стоку: $K_{\bar{Y}} = 0,88$; $K_{C_v} = 1,01$; $K_{C_s} = 1,00$ ($f_{зр\text{сер}}, \% = 0,75$; $v_0 = 0,9$; $\eta = 0,9$). Коефіцієнти антропогенного впливу при наявності на водозборі штучних водойм: $K'_{\bar{Y}} = 0,87$; $K'_{C_v} = 1,11$; $K'_{C_s} = 1,08$ ($f_B, \% = 1,09$). Коефіцієнти антропогенного впливу при наявності зворотних вод з зрошуваних масивів за рахунок річки-донора: $K''_{\bar{Y}} = 1,02$; $K''_{C_v} = 1,00$; $K''_{C_s} = 1,02$ ($f_{зр\text{сер}}, \% = 0,22$; $v_0 = 0,9$; $\xi = 1,0$; $\eta = 0,9$); $\delta_{сер} = 9,52$ %

Таблиця 2

Порівняння фактичних і розрахованих за моделлю величин побутового стоку р. Інгул – с. Новогорожене

Рік	Забезпеченість $P, \%$	Природний стік заданої забезпеченості $Y_{\Pi P}, \text{мм}$	Побутовий розрахунковий стік заданої забезпеченості $Y_{\text{Поб.роз.р}}, \text{мм}$	Побутовий фактичний стік заданої забезпеченості $Y_{\text{Поб.ф.р}}, \text{мм}$	Побутовий спостережений стік $Y_{\text{Поб}}, \text{мм}$	Похибка $\delta = (Y_{\text{Поб}} - Y_{\text{Поб.ф.р}}), \%$
1991	72,9	27,5	16,8	19,9	20,0	0,50
1992	82,9	21,6	12,1	13,3	14,0	5,00
1993	87,1	18,8	10,9	12,6	13,0	3,08
1994	97,1	10,6	0,34	6,31	6,20	1,77
1995	95,7	12,0	1,93	7,41	8,20	9,63
1996	44,3	45,3	33,9	37,9	35,0	8,34
1997	94,3	13,3	3,80	8,88	8,60	3,26
1998	90,0	16,9	10,1	11,9	10,0	19,0
1999	51,4	40,1	29,1	33,9	31,0	9,35
2000	77,1	25,1	14,5	18,4	16,0	15,0
2001	60,0	35,0	24,2	28,3	27,0	4,81
2002	74,3	26,7	16,0	19,3	19,0	1,58
2003	17,1	73,9	59,8	62,2	64,0	2,81

Примітка: $\bar{Y}_\Pi = 47,0$ мм; $C_{v_\Pi} = 0,60$; $C_{s_\Pi} = 1,30$. $K_{\bar{Y}} = 0,83$; $K_{C_v} = 1,05$; $K_{C_s} = 1,02$ ($f_{зр\text{сер}}, \% = 1,6$; $v_0 = 0,9$; $\eta = 0,9$). $K'_{\bar{Y}} = 0,91$; $K'_{C_v} = 1,07$; $K'_{C_s} = 1,05$ ($f_B, \% = 0,69$). $\delta_{сер} = 6,47$ %

Висновки

Для реалізації загальнодержавної програми розвитку водного господарства необхідно розробити оптимізаційну модель розвитку басейну, яка забезпечить підтримання життєдіяльності водних екосистем в басейні і забезпечення потреб у воді і водних об'єктах. Шляхом до здійснення таких перспектив є модель побутового стоку, розроблена в ОДЕКУ [2, 4, 5], реалізація, теоретичний розвиток та апробація якої для території Нижнього Подніпров'я викладені у даній роботі.

1. Воропаев Г.В. Физико-географические основы формирования ВХБ / Воропаев Г.В., Местечкин В.Б. – М.: Наука, 1981. – 134 с.
2. Гопченко Е.Д. Водные ресурсы Северо-Западного Причерноморья (в естественных и нарушенных антропогенной деятельностью условиях): монография / Гопченко Е.Д., Лобода Н.С. – К.: КНТ, 2005. – 192 с.

3. Дубняк С. С. Становлення басейнового принципу управління водними ресурсами України на основі екосистемних підходів / Дубняк С.С., Дубняк С.А. // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер.: Біологія. Спец. випуск „Гідроекологія”. – 2005. – № 3 (26). – С. 143–145.
4. Лобода Н.С. Расчеты и обобщения характеристик годового стока рек Украины в условиях антропогенного влияния / Н.С.Лобода. – Одесса: Экология, 2005. – 208 с.
5. Лобода Н.С. Методика розрахунку річного стоку річок Нижнього Подніпров'я в умовах недостатності даних спостережень / Лобода Н.С., Шахман І.О. // Вісник ОДЕКУ. – 2006. – Вип. 2. – С. 200–207.
6. Паламарчук М.М. Водний фонд України: довід. посіб. / Паламарчук М.М., Закорчевна Н.Б. – К.: Ніка-Центр, 2001. – 392 с.
7. Шахман І.О. Водні ресурси Нижнього Подніпров'я в умовах зрешувального землеробства / І.О. Шахман // Метеорологія, кліматологія, гідрологія. – 2008. – № 50. – С. 102–107.
8. Шерешевський А.І. Розрахункове випаровування з водної поверхні на території України / Шерешевський А.І., Сіницька Л.К. // Наук. праці УкрНДГМІ. – 2003. – Вип. 252. – С. 11–26.

И. А. Шахман¹, Н.С. Лобода²

¹Херсонский гидрометеорологический техникум ОДЕКУ, Украина

²Одесский государственный экологический университет, Украина

ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ РЕСУРСОВ НИЖНЕГО ПОДНЕПРОВЬЯ В УСЛОВИЯХ ВОДОХОЗЯЙСТВЕННОЙ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ

Приведена оценка изменений годового стока на основе имитационной стохастической модели бытового стока и выполнена апробация модели на данных водохозяйственных балансов за 1991–2003 гг.

Ключевые слова: водохозяйственный баланс, стохастическая модель бытового стока, бассейновый принцип

A. Shahman¹, N.S. Loboda²

¹Kherson Hydrometeorological Technical College of OSEKU, Ukraine

²Odesa State Ecological University, Ukraine

ESTIMATION OF A CONDITION OF WATER RESOURCES LOW PODNEPROVIYA IN THE CONDITIONS OF WATER ECONOMIC ACTIVITIES

The estimation of changes of an annual runoff on the basis of imitating stochastic model of a life-conditioned annual runoff is resulted and model approbation on data of water economic balances for 1991–2003 years is executed.

Key words: water economic balance, stochastic model of life-conditioned annual runoff, drainage principle

УДК (577.34:581.5.3)(28)(477.11)

Н.Л. ШЕВЦОВА

Інститут гідробіології НАН України

пр-т Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210

ЧАСТОТА АБЕРАЦІЙ ХРОМОСОМ ВИЩИХ ВОДЯНИХ РОСЛИН ЯК БІОМАРКЕР РАДІОНУКЛІДНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ВОДОЙМ

Вивчено можливість використання цитогенетичних показників представницьких видів вищих водяних рослин літоралі в якості біомаркерів радіонуклідного забруднення водойм. Визначено декілька найбільш перспективних видів вищих водяних рослин для біоіндикації мутагенності водного середовища.

Ключові слова: вищі водяні рослини, хромосомні аберації, поглинена доза

Використання біомаркерів як індикаторів антропогенного забруднення водойм дозволяє отримати інформацію, що принципово не може бути отримана внаслідок аналізу рівня полутантів у середовищі чи організмі. Чутливість біологічних тест-систем мутагенної здатності середовища у більшості випадків виявляється вищою, ніж хіміко-аналітичних та радіометричних методів [9].

Одним з ефективних методів оцінювання генетичної небезпеки навколишнього середовища є облік цитогенетичних порушень. Частота хромосомних аберацій корелює з частотою точкових мутацій, які пошкоджують індивідуальні гени, що контролюють певну ознаку організму [1, 5].

Існує досить багато ряд рослин-біоіндикаторів [2, 10], проте, якщо оцінювати наслідки хронічного радіаційного опромінення, то більшість з цих тест-організмів виявляє лише миттєву мутагенність від навколишнього середовища, не відображає тривалості дії полютанта. Саме тому, оцінюючи мутагенність водойм з довгою історією забруднення радіоактивними та хімічними мутагенами, як індикаторним видам-біомаркерам перевагу віддають аборигенним або, так званим, представницьким [8] видам.

Метою цієї роботи є дослідження можливості використання як біомаркерів мутагенного потенціалу водного середовища показників частоти хромосомних пошкоджень та кількості мультиаберантних клітин кореневих меристем деяких видів вищих водяних рослин, типових для літоралі водойм географічної зони півночі та центру України.

Матеріал і методи досліджень

В 2008–2009 рр. у водоймах, розташованих на території Чорнобильської зони відчуження, відбирали проби вищих водяних рослин, які належать до 2-х основних екологічних груп: плаваючим на поверхні води листям, укорінені: латаття сніжно-біле – *Nymphaea candida* J. et C. Presl, глечики жовті – *Nuphar lutea* (L.) Smith; повітряно-водні рослини: їжача голівка пряма – *Sparganium erectum* L., куга озерна (схеноплект) – *Schoenoplectus lacustris* L., осока гостра – *Carex acuta* L., очерет звичайний – *Phragmites australis* (Cav.) Trin ex Steud., рогіз вузьколистий – *Typha angustifolia* L., рогіз широколистий – *Typha latifolia* L., лепешняк великий – *Glyceria maxima* (Hartm.) Holmb., сусак зонтичний – *Butomus umbellatus* L., ситник болотний – *Eleocharis palustris* (L.) Roem. et Schult., стрілолист стрілолистий – *Sagittaria saggitifolia* L., півники болотні – *Iris pseudacorus* L. [6].

Одночасно здійснювали відбір проб у водоймах з фоновим рівнем радіонуклідного забруднення. Потужність поглиненої дози опромінення для рослин літоралі визначали, оцінюючи дози від внутрішніх і зовнішніх джерел опромінення [7].

Цитогенетичний аналіз здійснювали в апікальних клітинах меристемних тканин коренів вищих водяних рослин. Рівень хромосомних аберацій визначали згідно модифікованого для макрофітів анафазним методом [4]. Визначали частоту аберантних анафаз (ЧАА) та середню кількість аберацій на аберантну клітину (ЧАК). З огляду на розрахунки статистичної достовірності для кожної точки відбору аналізували не менше 1000 анафаз для 10 корінців з вибірки. До аберантних клітин відносили клітини в анафазі чи ранній телофазі, що містили фрагменти і мости. Хромосомні аберації класифікували за такими типами: фрагменти одинарні, фрагменти парні, одинарні мости, парні мости, мости з фрагментами. В клітинах, що містили аберації, вираховували показник середньої кількості аберацій на аберантну клітину. При анафазному методі аналізування у клітинах, які містять велику кількість аберацій, інколи буває складно розрізнити кількість та тип цих аберацій. Тому такі клітини, які містили більше ніж 2 (1 парна) аберації, були виділені у клас клітин з множинними абераціями.

Показники хромосомних порушень обробляли стандартними статистичними методами [3]. Мікроскопічний аналіз здійснювали за допомогою світлового мікроскопу Primostar («Carl Zeiss», Німеччина) з збільшенням 1000X під імєрсією.

Результати досліджень та їх обговорення

Дослідження здійснювали у 2008–2009 рр. на водоймах Зони відчуження Чорнобильської АЕС і водоймах м. Києва та Київської області. За зростанням поглиненої дози для вищих водяних рослин ці водойми утворюють ряд: оз. Вербне (м. Київ) ≈ Київське водосховище (с. Лютіж) < Київське водосховище (с. Страхолисса) < водойма-охолоджувач ЧАЕС < Янівський затон < оз. Азбучин < оз. Далеке < оз. Глибоке. Найвищі показники ЧАА – 7–12 %, зареєстровані у рослин найбільш забруднених водойм, що розташовані на лівобережній частині заплави р. Прип'ять – озерах Глибоке та Далеке, а також у рослин оз. Азбучин (рис.). Найнижчі показники хромосомних порушень на рівні 2% зареєстровані у рослин з Київського водосховища та озера Вербне.

Аналіз даних, отриманих за допомогою анафазного експрес-тесту, виявив значне перевищення спонтанного рівня структурного мутагенезу у видів домінантів та субдомінантів ценозів вищих водяних рослин літоральних зон полігонних водойм. Для водойм з фоновим рівнем радіонуклідного забруднення рівень хромосомних порушень не перевищував рівень спонтанного мутагенезу.

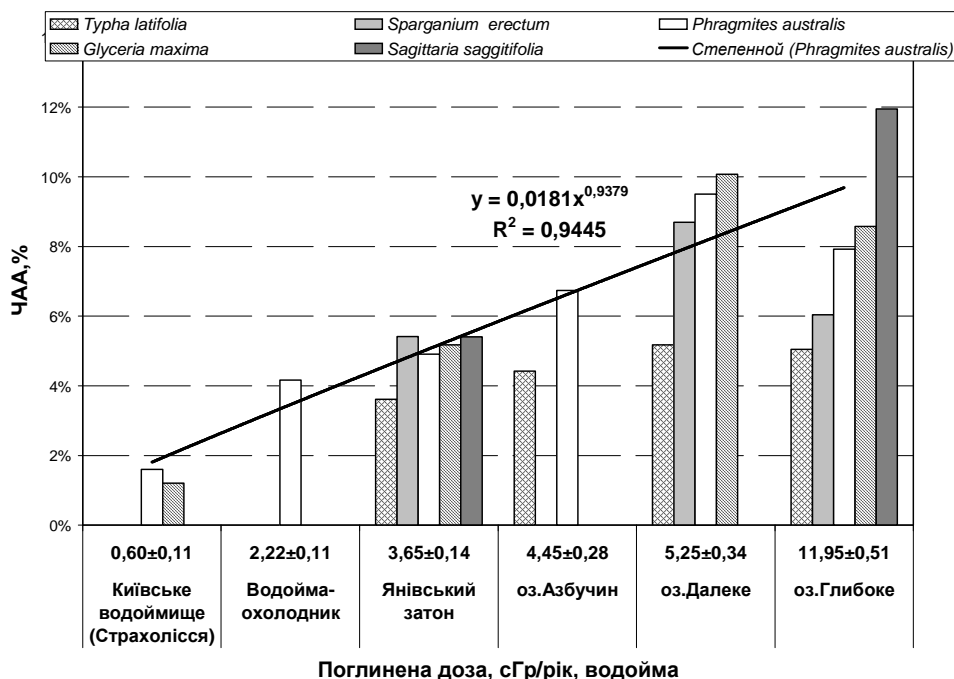


Рис. Середні значення частоти хромосомних аберацій у вищих водяних рослин у водоймах з різним рівнем радіонуклідного забруднення

При проведенні оцінки мутагенного потенціалу водного середовища важливим показником є кількість клітин з множинними абераціями, або показник кількості аберацій на одну аберантну клітину (ЧАК). Хромосомні пошкодження в клітинах меристематичних тканин мають властивість частково відновлюватися чи елімінуватися, а перший клітинний поділ проходить менше ніж 1% мульті-аберантних клітин. Проте, відомо, що деякі хромосомні перебудови можуть існувати тривалий час, передаючись дочірнім клітинам. Механізми довготривалого існування клітин з множинними абераціями ще досліджуються, але індукування появи та тривалого існування мульті-аберантних клітин внаслідок хронічної дії іонізуючого випромінювання вже не викликає сумніву [2, 5, 10].

Найбільші показники ЧАК – до 2,20, зареєстровані у рослин водойм лівобережної частини заплави р. Прип'ять для екологічної групи – укорінені з плаваючим на поверхні води листям та повітряно-водного виду – стрілолиста стрілолистого, який у досліджених водоймах росте майже повністю зануреним у воду (табл.). Найменші показники зареєстровані для повітряно-водних видів водойм з фоновим радіаційним рівнем – 1,01.

Таблиця

Дозова залежність ЧАК кореневих меристем деяких видів вищих водяних рослин

Водойма	Поглинена доза, сГр/рік	<i>Typha latifolia</i>	<i>Sparganium erectum</i>	<i>Phragmites australis</i>	<i>Glyceria maxima</i>	<i>Nuphar lutea</i>	<i>Sagittaria sagittifolia</i>
Київське водоймище, Страхолиця	0,60±0,11	1,03±0,01	–	1,01±0,01	1,04±0,01	1,25±0,04	1,36±0,11
Янівський затон	3,65±0,14	1,23±0,07	1,35±0,04	1,38±0,01	1,37±0,08	1,65±0,12	1,02±0,01
оз. Азбучин	4,45±0,28	1,27±0,05	–	1,49±0,05	–	–	1,55±0,07
оз. Далеке	5,25±0,34	1,45±0,08	1,57±0,08	1,65±0,01	1,75±0,06	1,69±0,11	2,20±0,14
оз. Глибоке	11,95±0,51	1,54±0,08	1,56±0,07	1,68±0,04	1,75±0,11	1,98±0,11	2,01±0,11

Висновки

Отже, частота хромосомних аберацій та кількість аберацій на одну аберантну клітину, досліджених видів вищих водяних рослин позитивно корелюють з потужністю поглинутої дози опромінення, яку

отримує рослина. Встановлена степеневая функція кореляції величини ЧАА згідно рівнянню $y=0,0181x^{0,9379}$ з коефіцієнтом достовірності апроксимації $R=0,95$.

Серед досліджуваних видів вищих водних рослин найчутливішими до радіонуклідного забруднення за показниками генетичних порушень є такі види: глечики жовті, стрілолист стрілолистий, лепешняк великий та очерет звичайний.

Згідно проведених досліджень генетичних показників деяких видів вищих водних рослин найбільш напружений мутагенний стан спостерігається у водоймах лівобережної заплави р. Прип'ять.

1. *Дмитриева С.А.* Кариология флоры как основа цитогенетического мониторинга / Дмитриева С. А., Парфенов В. И. – Минск: Наука и техника, 1991. – 231с.
2. *Застосування* рослинних тест-систем для оцінки комбінованої дії факторів різної природи / Д.М. Гродзинський, Ю.В. Шиліна, Н.В. Куцоконь [та ін.] // Методичні рекомендації по оцінці допустимих рівнів радіонуклідного та хімічного забруднення та їх комбінованої дії. – К., 2006. – 59 с.
3. *Закс Л.* Статистическое оценивание / Л. Закс. – М.: Статистика, 1976. – 530 с.
4. *К методике* определения хромосомных нарушений у высших водных растений на примере тростника обыкновенного и стрелолиста стрелолистного / Н.Л. Шевцова, Д.И. Гудков, Ю.А. Стойка [и др.] // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Сер. Біологія – 2005. – № 3 (26). – С. 479–481.
5. *Кудряшов Ю.Б.* Радиационная биофизика (ионизирующие излучения) / Ю.Б. Кудряшов // М.: ФИЗМАТЛИТ, 2004. – 448 с.
6. *Определитель* высших водных растений Украины / Д. Н. Доброчаева, М.И. Котов, Ю.Н. Прокудин [и др.] // К.: Наук. думка, 1987. – 548 с.
7. *Радиоэкологические* проблемы водных экосистем в Чернобыльской зоне отчуждения / Д.И. Гудков, М.И. Кузьменко, С.И. Киреев [и др.] // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2009. – Т. 49, № 2. – С. 192–202.
8. *Романенко В.Д.* Основи гідроекології / В.Д. Романенко. – К.: Обереги, 2001. – 728 с.
9. *Руководство* по краткосрочным тестам для выявления мутагенных и канцерогенных химических веществ // Гигиенические критерии состояния окружающей среды 51. – Женева, ВОЗ, 1989. – 212 с.
10. *Современное* состояние наземных экосистем Восточно-Уральского радиоактивного следа: уровни загрязнения, биологические эффекты / В.Н. Позолотина, И.В. Молчанова, Е.Н. Караваева [и др.] // Екатеринбург: Изд-во «Гощицкий», 2008. – 204 с.

Н.Л. Шевцова

Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

ЧАСТОТА ХРОМОСОМНЫХ АБЕРРАЦИЙ У ВЫСШИХ ВОДНЫХ РАСТЕНИЙ КАК БИОМАРКЕР РАДИОНУКЛИДНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОДОЕМОВ

Изучена возможность использования цитогенетических показателей аборигенных видов высших водных растений литорали в качестве биомаркеров радионуклидного загрязнения водоемов. Отмечено несколько наиболее перспективных видов высших водных растений для биоиндикации мутагенности водной среды.

Ключевые слова: высшие водные растения, хромосомные aberrации, поглощенная доза

N.L. Shevtsova

Institute hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

FREQUENCY CHROMOSOMAL ABERRATIONS AT HIGHER WATER PLANTS AS A BIOMARKER OF RADIONUKLID CONTAMINATION OF RESERVOIRS

The possibility of the use of cytogenic indexes of aboriginal species of littoral higher aquatic plants as biomarkers of radionuclide contamination of water bodies was considered. There were determined several promising species of higher aquatic plants for biological indication of the mutagenicity of the aquatic environment.

Key words: higher water plants, chromosomal aberrations, eaten up dose

УДК [(582.232: 574.586):621.31:577.34] (477)

Т.Ф. ШЕВЧЕНКО

Інститут гідробіології НАН України
пр-т Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210

ЦЕНОЛОГІЧНИЙ АНАЛІЗ ФІТОЕПІФІТОНУ ЗЕЛЕНИХ НИТЧАСТИХ ВОДОРОСТЕЙ ВОДОЙМ-ОХОЛОДЖУВАЧІВ ТЕПЛОВИХ ТА АТОМНИХ ЕЛЕКТРОСТАНЦІЙ УКРАЇНИ

В результаті багаторічних спостережень встановлено, що в усіх досліджених водоймах-охолоджувачах теплових і атомних електростанцій України в обростаннях зелених нитчастих водоростей формуються однотипні угруповання фітоепіфітону, що належать до асоціації *Cocconeo pediculi-Diatometum vulgaris*.

Ключові слова: епіфітні водорості, зелені нитчасті водорості, водойма-охолоджувач, угруповання, класифікація

Наявність у водоймах-охолоджувачах значних площ, зайнятих твердим неорганічним субстратом, створює сприятливі умови для розвитку перифітону, одним з компонентів якого є зелені нитчасті водорості. Серед них найбільш інтенсивно розвивається *Cladophora glomerata* (L.) Kütz. Саме цей вид зелених нитчастих водоростей масово обростає епіфітами, які відіграють у водоймах важливу функціональну роль і приймають участь у процесах формування якості води. Однак, в літературі наявні лише фрагментарні дані щодо цієї групи організмів [1]. Ценологічний аналіз фітоепіфітону зелених нитчастих водоростей водойм-охолоджувачів теплових та атомних станцій України до цього часу не здійснювали.

Мета роботи полягала у класифікуванні угруповання епіфітних водоростей, що розвиваються на зелених нитчатках у різних водоймах-охолоджувачах теплових та атомних електростанцій України.

Матеріал і методи досліджень

Проби альгологічного матеріалу відбирали у водоймі-охолоджувачі Чорнобильської атомної електростанції, а також у водоймах-охолоджувачах Бурштинської, Добротворської, Ладижинської, Курахівської, Миронівської, Старобешівської, Вуглегірської, Слав'янської та Трипільської теплових електростанцій у 1983–1985, 1987, 1994–1996, 2001, 2006–2008 роках у літній період. Епіфітні водорості досліджували безпосередньо на зелених нитчатках, не змиваючи їх з субстрату. Враховували також організми, що зустрічалися поміж їх ниток.

Для характеристики провідних комплексів водоростей та встановлення домінантів використовували індекс домінування [6]. Для оцінки рясності видів застосовували модифіковану шкалу Браун-Бланке, де 1 – відносна рясність виду менше 10%; 2 – 10–25%; 3 – 25–50%; 4 – 50–75%; 5 – 75–100%. Трапляння кожного виду розраховували за формулою: $C = n/N \cdot 100\%$, де C – присутність виду у даному блоці описів, n – кількість проб у даному блоці описів, де траплявся вид, N – загальна кількість проб у даному блоці описів. Для оцінки трапляння видів були прийняті такі класи постійності: I – трапляння виду менше 20%, II – 21–40%, III – 41–60%, IV – 61–80%, V – 81–100%. Угрупування водоростей класифікували, використовуючи еколого-флористичний метод Браун-Бланке. Дані опрацьовували традиційним методом фітоценологічних таблиць, що застосовується при проведенні еколого-флористичних досліджень [3]. В цілому, робота базується на 28 описах. Назва асоціації наведена у відповідності до “Кодексу фітосоціологічної номенклатури” [2]. Обсяг і назва таксонів водоростей подані згідно з системою [4, 5].

Результати досліджень та їх обговорення

Протягом періоду дослідження найбільшу кількість видів епіфітних водоростей знайдено в обростаннях *Cladophora glomerata*. На інших видах зелених нитчастих водоростей (*Cladophora crispata* (Roth) Kütz., *Ulothrix tenerrima* Kütz., *Stigeoclonium tenue* (Ag.) Kütz., а також видах роду *Oedogonium* Link.) епіфіти траплялися зрідка і в невеликій кількості.

В результаті аналізу частоти трапляння та рясності видів фітоепіфітону, знайдених на зелених нитчатках у різних водоймах-охолоджувачах ТЕС і АЕС України, була виділена асоціація, угруповання якої характеризувалися подібністю флористичного складу та умов місцезростання (табл.).

Асоціація *Cocconeo pediculi-Diatometum vulgaris* ass. nova

Екологічні умови. Угруповання водоростей, що належать до вищезгаданої асоціації, знайдені в обростаннях зелених нитчастих водоростей (переважно на *Cladophora glomerata*) в усіх без винятку обстежених водоймах-охолоджувачах, на ділянках з мінімальним ступенем обігріву з температурою води (в різні місяці) 0–26°C, що перевищувала природну на 0–3°C, нижче урізу води на глибині 0,1–2,0 м.

Структура та видовий склад угруповань. Угруповання водоростей-епіфітів утворювали на зелених нитчатках ледве помітні коричнюваті осуги або, як правило, взагалі не були помітні.

В угрупованнях асоціації *Cocconeo pediculi-Diatometum vulgaris* з високою постійністю траплялися *Cocconeis pediculus* Ehr. та *Diatoma vulgare* Bory (V клас постійності), а також *Rhoicosphenia abbreviata* (Ag.) L.-B., *Synedra ulna* (Nitzsch) Ehr., *Navicula tripunctata* (O.F. Müll.) Bory та *Lyngbya kuetzingii* (Kütz.) Schmid. f. *ucrainica* (Schirsch.) Elenk. (IV клас), що належать до діатомових та синьозелених водоростей. Частота трапляння 8 видів водоростей становила 41–60%, 18 видів – 21–40% і 88 видів (94 внутрішньовидових таксонів) – 1–20%. До складу провідного комплексу входили переважно представники Bacillariophyta (10 видів), а також Cyanophyta (4 види і 5 форм) і Chlorophyta (1 вид). Домінували *Cocconeis pediculus*, *Diatoma vulgare*, *Rhoicosphenia abbreviata*, *Lyngbya kuetzingii*, *L. kuetzingii* f. *ucrainica*, *Chamaesiphon incrustans* Grun. та *Xenococcus chroococcoides* F.E. Fritsch.

Таблиця

Оглядова таблиця асоціації *Cocconeo pediculi-Diatometum vulgaris* ass. nova

Діагностичні таксони асоціації <i>Cocconeo pediculi-Diatometum vulgaris</i>	
<i>Cocconeis pediculus</i> Ehr.	V ⁵
<i>Diatoma vulgare</i> Bory	V ⁵
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (Ag.) L.-B.	IV ⁴
<i>Synedra ulna</i> (Nitzsch) Ehr.	IV ³
<i>Navicula tripunctata</i> (O.F. Müll.) Bory	IV ³
<i>Lyngbya kuetzingii</i> f. <i>ucrainica</i> (Schirsch.) Elenk.	IV ⁵
<i>Encyonema minuta</i> (Hilse ex Rabenh.) Mann	III ³
<i>Navicula capitatoradiata</i> Germ.	III ³
<i>Lyngbya kuetzingii</i> (Kütz.) Schmid.	III ⁴
<i>Lyngbya nordgaardii</i> Wille	III ³
<i>Chamaesiphon incrustans</i> Grun.	III ⁴
<i>Cocconeis placentula</i> Ehr.	III ²
<i>Chamaesiphon minutus</i> (Rostaf.) Lemm.	III ³
<i>Xenococcus minimus</i> Geitl.	III ²
<i>Xenococcus kernerii</i> Hansg.	II ²
<i>Protoderma viride</i> Kütz.	II ²
<i>Uronema confervicolum</i> Lagerh.	II ²

Примітка: римськими цифрами позначені класи постійності; надрядкові індекси вказують максимальний бал рясності виду.

Видове багатство угруповань, що належать до асоціації, досить високе. Знайдено 119 видів водоростей, представлених 126 внутрішньовидовими таксонами, включно ті, що містять номенклатурний тип виду. Виявлені водорості належать до 5 відділів, 11 класів, 20 порядків, 35 родин і 54 родів. Найбільше представлені Bacillariophyta (71 вид або 59,6% загальної кількості виявлених видів), Cyanophyta (24 види або 20,2%) та Chlorophyta (19 видів або 16,0%). Частка видів інших відділів становила лише 4,2%. До провідних родин належали Cymbellaceae, Bacillariaceae, Naviculaceae, Gomphonemataceae, Pleurocapsaceae та Oscillatoriaceae, а до провідних родів – *Nitzschia* Hass., *Navicula* Bory, *Cymbella* Ag., *Gomphonema* (Ag.) Ehr., *Lyngbya* Ag. ex Gom. і *Calothrix* Ag. ex Born. et Flah. Кількість видів в окремих угрупованнях варіювала в межах від 16 до 26, а їх середня кількість становила 21.

Екологічні характеристики водоростей. У складі фітоепіфітону зелених нитчастих водоростей виявлені перифітонні організми, що розвивалися у водоймах-охолоджувачах як на рослинному, так і на твердому штучному неорганічному субстраті, факультативно перифітонні водорості, які вегетували не лише в обростанні, а й у товщі води, на дні, а також епіфітні організми, що розвивалися лише на рослинному субстраті.

Діагностичні таксони: *Cocconeis pediculus*, *Diatoma vulgare*, *Rhoicosphenia abbreviata*, *Synedra ulna*, *Navicula tripunctata*, *Lyngbya kuetzingii* f. *ucrainica*, *Encyonema minuta* (Hilse ex Rabenh.) Mann,

Navicula capitatoradiata Germ., *Lyngbya kuetzingii*, *Lyngbya nordgaardii* Wille, *Chamaesiphon incrustans*, *Cocconeis placentula* Ehr., *Chamaesiphon minutus* (Rostaf.) Lemm., *Xenococcus minimus* Geitl., *Xenococcus kernerii* Hansg., *Protoderma viride* Kütz. і *Uronema confervicolum* Lagerh.

Розповсюдження. В межах території України угруповання епіфітних водоростей, що належать до асоціації *Cocconeo pediculi-Diatometum vulgaris*, виявлені в обростаннях *Cladophora glomerata* в усіх дніпровських водосховищах (Київському, Канівському, Кременчуцькому, Дніпродзержинському, Запорізькому та Каховському).

Висновки

Встановлено, що в усіх досліджених водоймах-охолоджувачах в обростаннях зелених нитчастих водоростей (переважно на *Cladophora glomerata*) формуються однотипні угруповання водоростей фітоепіфітону, що належать до асоціації *Cocconeo pediculi-Diatometum vulgaris*, що мабуть обумовлено подібністю умов їх місцезростання. Асоціація *Cocconeo pediculi-Diatometum vulgaris* діагностується таксонами водоростей, що належать до відділів *Bacillariophyta*, *Cyanophyta* та *Chlorophyta*, серед яких є перифітонні (*Cocconeis pediculus*, *C. placentula*, *Diatoma vulgare*, *Rhoicosphenia abbreviata*, *Synedra ulna*, *Encyonema minuta*), факультативно перифітонні (*Navicula capitatoradiata* і *N. tripunctata*) та епіфітні організми (*Lyngbya kuetzingii*, *L. kuetzingii* f. *ucrainica*, *L. nordgaardii*, *Xenococcus minimus*, *X. kernerii*, *Chamaesiphon incrustans*, *Ch. minutus*, *Uronema confervicolum*, *Protoderma viride*). В описаній асоціації *Bacillariophyta* переважають як за кількістю видів (59,6% загальної кількості знайдених видів), так і за їхньою рясністю (у складі провідного комплексу їх частка становить 62,5%). *Cyanophyta* і *Chlorophyta* займають друге і третє місця відповідно.

Формування однотипних угруповань фітоепіфітону на зелених нитчастих водоростях в усіх досліджених водоймах-охолоджувачах можна розглядати як їх пристосування до певних екологічних умов. Той факт, що однотипні угруповання водоростей були знайдені у водоймах-охолоджувачах, що відрізняються за ступенем теплового навантаження, гідрохімічним та гідрологічним режимом, за своїми морфометричними характеристиками і розташованих у різних фізико-географічних зонах, а також в усіх без винятку водосховищах дніпровського каскаду дає підстави стверджувати, що визначальним фактором у формуванні угруповань фітоепіфітону на зелених нитчастих водоростях є насамперед тип субстрату, що підтверджується наявністю облигатних епіфітів у складі діагностичних видів описаної асоціації.

1. Гидробиология водоемов-охладителей тепловых и атомных электростанций Украины / А.А. Протасов, О.А. Сергеева, С.И. Кошелева и др. / Отв. ред. М.Ф. Поливанная. – К.: Наук. думка, 1991. – 192 с.
2. Кодекс фитосоциологической номенклатуры. 2-е изд. // Бюлл. Моск. о-ва испытат. природы, отд. биол. – 1988. – Т. 93, № 6. – С. 112–130.
3. Миркин Б.М. Современная наука о растительности: учебник / Б.М. Миркин, Л.Г. Наумова, А.И. Соломеш. – М.: Логос, 2001. – 264 с.
4. Разнообразие водорослей Украины / Под ред. С.П. Вассера, П.М. Царенко // Альгология. – 2000. – Т. 10, № 4. – 309 с.
5. Царенко П.М. Номенклатурно-таксономические изменения в системе “зеленых” водорослей / П.М. Царенко // Альгология. – 2005. – Т. 15, № 4. – С. 459–467.
6. Kownacki A. Taxocens of Chironomidae in streams of the Polish High Tatras MTS / A. Kownacki // Acta Hydrobiol. – 1971. – Vol. 13, N 4. – P. 439–464.

Т.Ф. Шевченко

Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

ЦЕНОЛОГИЧЕСКИЙ АНАЛИЗ ФИТОЭПИФИТОНА ЗЕЛЕННЫХ НИТЧАТЫХ ВОДОРосЛЕЙ ВОДОЕМОВ-ОХЛАДИТЕЛЕЙ ТЕПЛОВЫХ И АТОМНЫХ ЭЛЕКТРОСТАНЦИЙ УКРАИНЫ

В результате многолетних исследований установлено, что во всех обследованных водоемах-охладителях тепловых и атомных электростанций Украины в обрастаниях зеленых нитчатых водорослей формируются однотипные сообщества фитозепифитона, которые относятся к ассоциации *Cocconeo pediculi-Diatometum vulgaris*.

Ключевые слова: эпифитные водоросли, зеленые нитчатые водоросли, водоем-охладитель, сообщества, классификация

T.F. Shevchenko

Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

CENOLOGICAL ANALYSIS OF PHYTOEPIPHYTON OF GREEN FILAMENTOUS ALGAE OF COOLING PONDS OF THERMAL AND NUCLEAR POWER STATIONS OF UKRAINE

As a result of long-term investigations it has been found that epiphyton algae communities of the same type belonging to the association *Cocconeo pediculi-Diatometum vulgaris* are formed in the fouling of green filamentous algae in all the studied cooling ponds of nuclear and thermal electric stations of Ukraine.

Key words: epiphytic algae, green filamentous algae, cooling pond, community, classification

УДК 593.16

С. Ю. ШЕВЧУК

Житомирський державний університет ім. Івана Франка

вул. В. Бердичівська, 40, Житомир 10008, Україна

ОСОБЛИВОСТІ МОРФОЛОГІЇ І ЕКОЛОГІЇ ДЕЯКИХ ГЕТЕРОТРОФНИХ ДЖГУТИКОВИХ (PROTISTA) УКРАЇНСЬКОГО ПОЛІССЯ

Наведено дані про особливості морфології 5 видів гетеротрофних джгутикових, знайдених у різних типах водойм центральної частини Українського Полісся, та гідрохімічні показники води (рН, вміст розчиненого у воді кисню та органічних речовин) при реєструванні даних видів.

Ключові слова: протисти, гетеротрофні джгутикові, аутоекотологія, морфологія

Найпростіші, яких об'єднують під назвою "гетеротрофні джгутикові" (ГД), не відносяться до якогось окремого таксону. До цієї групи включають вільноживучі організми, у яких відсутні функціонуючі хлоропласти, живлення тільки осмотрофне або фаготрофне, а джгутики слугують органами локомоції [6].

Дана група вільноживучих протистів активно бере участь в процесах біологічного очищення води як в природних умовах, так і в штучних спорудах, як компонент активного мулу [3]. Крім того, дані протисти відіграють важливу роль в трофічних ланцюгах більшості водойм. Джгутикові не тільки живляться бактеріями та фітопланктоном, але і стимулюють їх розвиток через виділення в процесі життєдіяльності незасвоєних органічних сполук і біогенних елементів [4, 7].

Однак, гетеротрофні джгутикові залишаються однією з найменш вивчених груп протистів в Україні. Це стосується не тільки їх систематики, морфології, але й взаємовідносин з навколишнім середовищем. Відомі лише фрагментарні дані щодо знахідок невеликого числа видів в роботах кінця 19–початку 20 ст. Найбільш вивченою за межами України є фауна та екологія гетеротрофних джгутикових великих озер, річок і водосховищ, а малі водойми та водотоки практично не досліджені. Разом з тим, вони є найбільш поширеними та багаточисленими типами водних об'єктів на Землі [4].

Тому метою роботи було з'ясувати особливості морфології і аутоекотології знайдених видів гетеротрофних джгутикових водойм центральної частини Українського Полісся.

Матеріал і методи досліджень

Неконцентровані проби води, відібрані в різних типах водойм Житомирської та Київської областей, об'ємом 5 мл, розливали в чашки Петрі діаметром 6 см по три повторності з кожного місця збору матеріалу. Проби вивчали під світловим мікроскопом МИКМЕД з об'єктивом водної імерсії $\times 70$ і окуляром $\times 15$. В кожній чашці розглядали 15 полів зору. Для ідентифікації видового складу джгутикових використовували роботи Жукова [2, 3].

При побудові екологічних спектрів для того, щоб значення різних чинників (рН, концентрація розчиненого кисню та розчиненої у воді органіки, температура) були представлені в однакових одиницях виміру, використовували десятибальні шкали, які були розроблені на основі власних даних з гідрохімії:

- для рН: 1 – 5,1–5,3; 2 – 5,3–5,6; 3 – 5,6–5,8; 4 – 5,8–6,1; 5 – 6,1–6,3; 6 – 6,3–6,6; 7 – 6,6–6,8; 8 – 6,8–7,1; 9 – 7,1–7,3; 10 – 7,3–7,6;

- для розчиненого в воді кисню: 1 – 2,6–4,7 мг/дм³; 2 – 4,8–6,9; 3 – 7,0–9,1; 4 – 9,2–11,3; 5 – 11,3–13,4; 6 – 13,5–15,6; 7 – 15,7–17,8; 8 – 17,9–20,1; 9 – 20,2–22,3; 10 – 22,4–24,5 мг/дм³;
- для розчинених у воді органічних речовин: 1 – 4,7–14,7 мг О₂/дм³; 2 – 14,8–24,8; 3 – 24,9–34,9; 4 – 35,0–45,0; 5 – 45,1–55,1; 6 – 55,2–65,2; 7 – 65,3–75,3; 8 – 75,4–85,4; 9 – 85,5–95,5; 10 – 95,6–105,6 мг О₂/дм³.

Температуру води визначали калібровочним ртутним термометром з ціною поділки 0,1–0,5°C. Вимірювання рН здійснювали електрометрично. Окиснення води визначали за кількістю розчиненого кисню у воді, що вимірюється в мг/дм³. Окиснювальність води – перманганатним методом [1].

Результати досліджень та їх обговорення

У водоймах різного типу центральної частини Українського Полісся нами виявлені 55 видів гетеротрофних джгутикових, з яких 34 відмічені вперше для Українського Полісся, включно 32 види є новими для фауни України. В процесі дослідження 5 видів гетеротрофних джгутикових виявилися найчисленнішими, що дозволило встановити не тільки особливості їх морфології, а й межі гідрохімічних факторів, при яких вони мешкають в умовах центральної частини Українського Полісся [5].

Excavata Cavalier-Smith, 2002, emend. Simpson, 2003

Kinetoplastea Honigberg, 1963

Eubodonida Vickerman in Moreira, Lopez-Garicia, and Vickerman, 2004

Рід *Bodo* (Ehrenberg) Stein, 1878

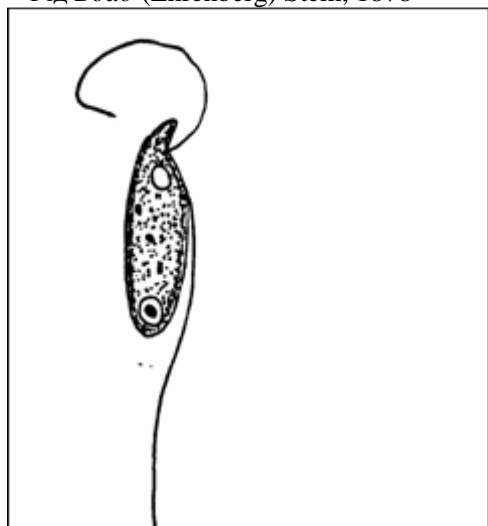


Рис.1.1. *Bodo designis* Skuja, 1948

Клітина яйцевидної форми з загостреним і злегка вигнутим до черевної сторони переднім кінцем рострумом, задній кінець також загострений. Довжина тіла – 10–15 мкм. Джгутики відходять від основи роструму. Довжина плавального джгутика приблизно рівна довжині тіла, рульовий – в 2,5 рази довший. Ядро та скоротлива вакуоля в передньому кінці тіла. Під час руху плавальний джгутик закручується навколо роструму. Плаває швидко, обертаючись навколо повздовжньої осі тіла. Зустрічається часто, найбільше в водоймах з підвищеною сапробністю, відомий також для прісних та морських водойм, ґрунтів і очисних споруд [2]. Від інших видів роду відрізняється формою переднього та заднього кінців тіла та формою скручування плавального джгутика.

Значення гідрохімічних параметрів, (рис. 1.2.) при яких реєстрували даний вид, варіювали в широких межах. Активна реакція водного середовища від 5,3 до 7,6. Вміст розчиненого у воді кисню – 2,6–24,5 мг/дм³. Вміст розчинених у воді органічних речовин 4,7–85,4 мг О₂/дм³. Щодо температурного показника, то весь матеріал збирали в літній період (це стосується і інших видів), тому аналізувати даний фактор є зайвим.

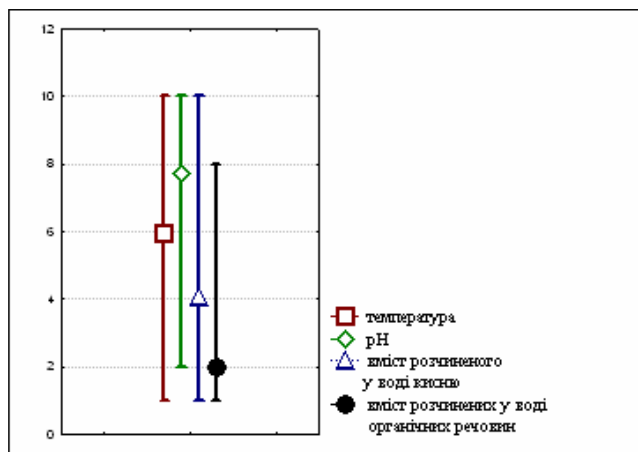


Рис. 1.2. Екологічний спектр *B. designis*

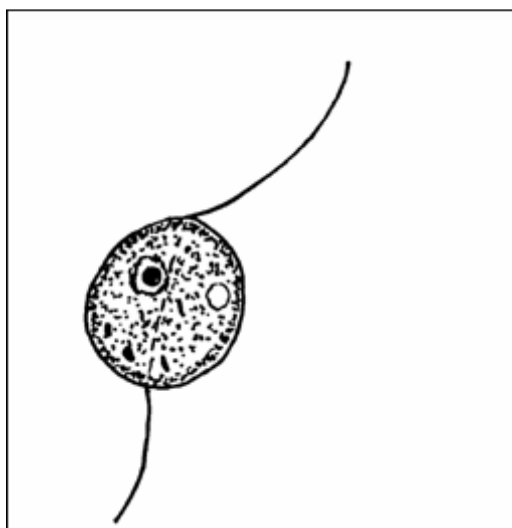


Рис. 2.1. *Bodo globosus* Stein, 1878

Форма клітинного тіла округлої або близької до цього форми. Довжина до 14 мкм, ширина до 12 мкм. Плавальний джгутик рівний довжині тіла, рульовий в 2 рази довший. При русі вібрує та часто змінює напрям. Надає перевагу водоймам мезосапробного типу [2]. Диференційний діагноз. Майже куляста форма тіла та вище вказані розміри дозволяють ідентифікувати цей вид серед інших видів роду *Bodo*.

Гідрохімічні показники (рис. 2.2), при яких знаходили даний вид були такими: активна реакція водного середовища від 6,1 до 7,6. Вміст розчиненого у воді кисню – 2,6–20,1 мг/дм³. Вміст розчинених у воді органічних речовин 4,7–55,1 мг О₂/дм³.

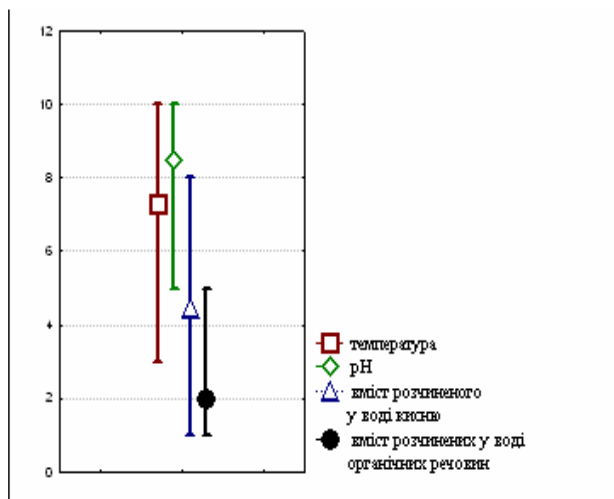


Рис. 2.2. Екологічний спектр *B. globosus*

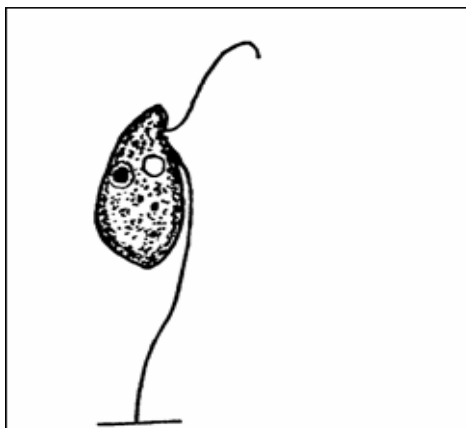


Рис.3.1. *Bodo saltans* Ehrenberg, 1838

Форма клітинного тіла бобовидна або овальна з сильно загнутим до черевної сторони рострумом. Довжина 10–15 мкм, ширина – 4–6 мкм. Джгутики виходять з основи роструму. Плавальний джгутик рівний довжині тіла, рульовий в 2,5 рази довший. Скоротлива вакуоля і ядро в передньому кінці тіла. Цей вид є вільноплаваючим або тимчасово прикріплюється до субстрату. Плаває в товщі води досить швидко, розгойдуючись, з раптовими кидками вперед-назад. Поширений, живиться в основному бактеріями [2]. Диференційний діагноз. Формою тіла схожий на *Bodo minimus* Klebs, 1893, але останній має значно менші розміри.

Гідрохімічні параметри (рис. 3.2), при яких знаходили даний вид були такими: активна реакція водного середовища від 6,1 до 7,6. Вміст розчиненого у воді кисню – 2,6–25,4 мг/дм³. Вміст розчинених у воді органічних речовин 4,7–45,0 мг О₂/дм³.

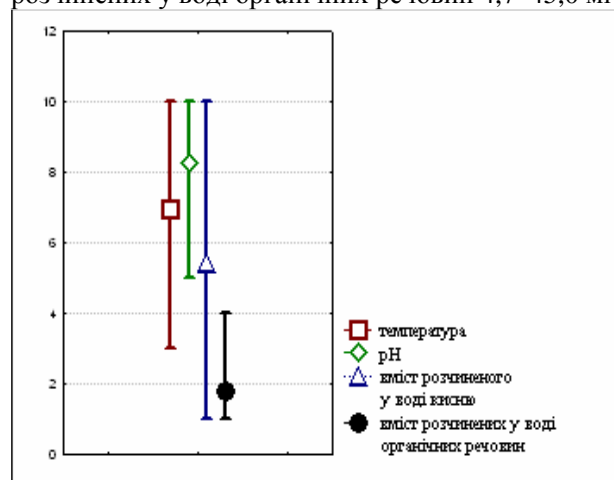


Рис. 3.2. Екологічний спектр *B. saltans*

Neobodonida Vickerman in Moreira, Lopez-Garcia, and Vickerman, 2004
Рід *Rhynchobodo* Lackey, 1940

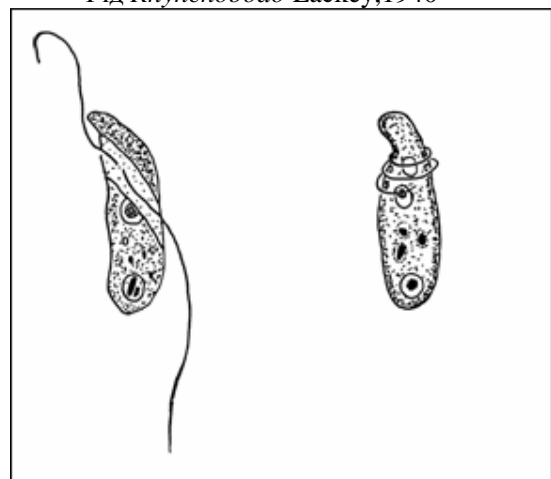


Рис. 4.1. *Rhynchobodo simius*
Patterson et Simpson, 1996

Форма клітинного тіла продовгувата, довжиною до 15–20 мкм. Передній кінець тіла витягнутий в рострум і частково скошений. Рострум закінчується цитостомом. В передньому кінці знаходиться спіральна борозна. Два джгутики відходять від верхньої частини клітини. Скоротлива вакуоля і ядро знаходяться в передній частині тіла. Здатний жити дрібними джгутиковими. Диференційний діагноз. Поміж інших видів роду вирізняється тим, що здатний інтенсивно спіралью крутитися під час руху та метаболізувати. Крім того, має спіральну борозну, в яку можуть поміщатися обидва джгутики.

Гідрохімічні параметри (рис. 4.2), при яких знаходили даний вид були такими: активна реакція водного середовища від 5,1 до 7,6. Вміст розчиненого у воді кисню – 2,6–25,4 мг/дм³. Вміст розчинених у воді органічних речовин 4,7–105,6 мг О₂/дм³.

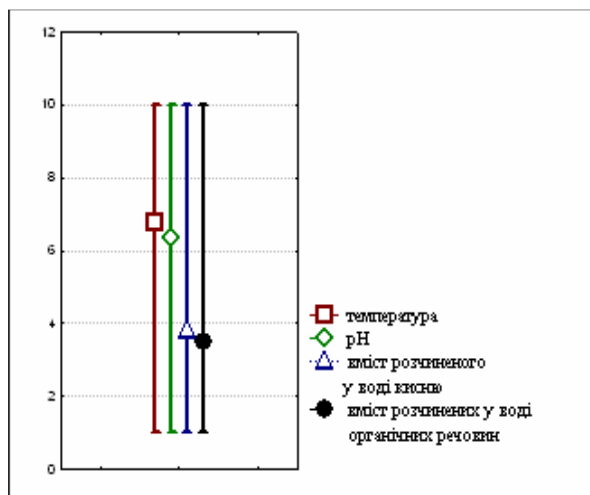


Рис. 4.2. Екологічний спектр *B. simius*

Рід *Rhynchomonas* (Stokes) Klebs, 1893

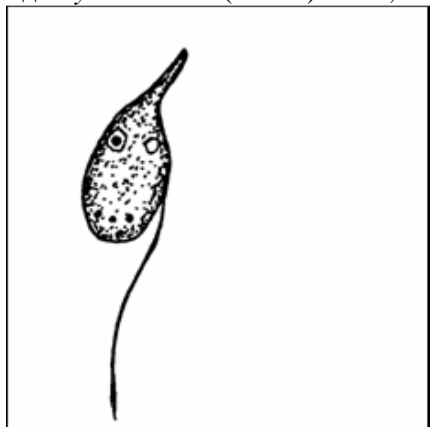


Рис. 5.1. *Rhynchomonas nasuta* (Stokes, 1888) Klebs, 1893

Форма клітинного тіла овальна або бобовидна, трохи сплюснена. Довжина тіла 6-8 мкм, ширина – 3-4 мкм. Рувальовий джгутик в 2 рази довший за тіло. Скоротлива вакуоля розміщена в передній частині тіла клітини. Рухається повільно, ковзить по субстрату, рідше плаває. При русі повернутий до субстрату боковою стороною. Трапляється в водоймах мезосапробного типу, особливо стоячих, також морях і ґрунтах [2]. Диференційний діагноз. Відрізняється від видів роду *Vodonella* наявністю на передньому кінці тіла невеликого протоплазматичного хоботка, коливання якого викликають рух.

Гідрохімічні показники (рис. 5.2), при яких знаходили даний вид були такими: активна реакція водного середовища від 5,1 до 7,6. Вміст розчиненого у воді кисню – 2,6–25,4 мг/ дм³. Вміст розчинених у воді органічних речовин 4,7–105,6 мг О₂/ дм³.

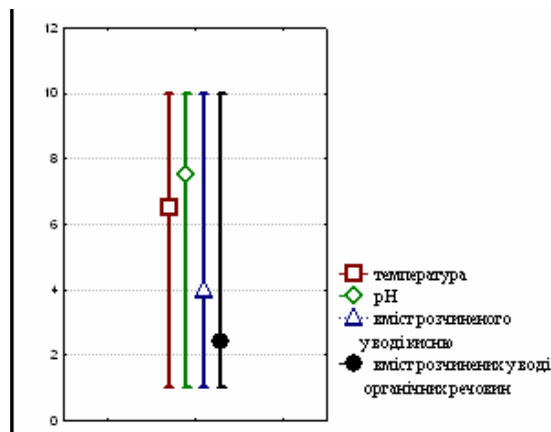


Рис. 5.2. Екологічний спектр *R. nasuta*

Висновки

Отже, серед досліджених нами 5 видів гетеротрофних джгутикових 3 відносяться до роду *Bodo*, 1 – роду *Rhynchobodo*, 1 – роду *Rhynchomonas*. Серед ідентифікованих видів 2 вперше описані для України – *B. designis* та *Rh. simius*. Два види: *Rh. simius* і *Rhynchomonas nasuta* за нашими даними є еврибіонтами.

Дослідження виконані при підтримці Державного фонду фундаментальних досліджень України (проект Ф28/523-2009).

1. Алейкин О.А. Руководство по химическому анализу суши / О.А. Алейкин, А.Д. Семенов, Б.А. Скопинцев. – М.: Гидрометеиздат, 1973. – 269 с.
2. Жуков Б.Ф. Атлас пресноводных гетеротрофных жгутиконосцев (биология, экология и систематика) / Б.Ф. Жуков. – Рыбинск: ИБВВ РАН, 1993. – 160 с.
3. Жуков Б.Ф. Фауна зоофлагеллат очистных сооружений / Б.Ф. Жуков, А.П. Мыльников // Протозоология: Простейшие активного ила. – Л.: Наука, 1983. – Вып. 8. – С. 27–42.
4. Косолапова Н.Г. Сообщества планктонных гетеротрофных жгутиконосцев малых водных объектов : автореф. дисс. канд. биол. наук / Н.Г. Косолапова. – Борок, 2005. – 24 с.
5. Маринич О.М. Українське Полісся / О.М. Маринич. – К.: Радянська школа, 1962. – 162 с.
6. Серавин Л.Н. Простейшие. Что это такое? / Л.Н. Серавин. – Л.: Наука, 1984. – 176 с.
7. Тихоненков Д.В. Фауна, морфология и структура сообществ свободноживущих гетеротрофных жгутиконосцев в разнотипных пресноводных и морских биотопах : автореф. дисс. ... канд. биол. наук. – Борок, 2006. – 26 с.
8. Adl S.M. The New Higher Level Classification of Eukaryotes with Emphasis on the Taxonomy of Protists / Adl S.M., Simpson A.G.B., Farmer M.A., Andersen R.A. [et. al.] // J. Eucaryot. Microbiol. – 2005. – Vol. 52, N 5. – P. 399–432.

С.Ю. Шевчук

Житомирский государственный университет им. Ивана Франко, Украина

ОСОБЕННОСТИ МОРФОЛОГИИ И ЭКОЛОГИИ НЕКОТОРЫХ ГЕТЕРОТРОФНЫХ ДЖГУТИКОВИХ (PROTISTA) УКРАИНСКОГО ПОЛЕСЬЯ

Приведены данные об особенностях морфологии 5 видов гетеротрофных жгутиконосцев, обнаруженных в разных типах водоемов центральной части Украинского Полесья, и гидрохимические показатели воды (рН содержание растворенного в воде кислорода и органических веществ) при регистрации данных видов.

Ключевые слова: жгутиконосцы, гетеротрофия, морфология, Украинское Полесье

S.Yu. Shevchuk

Zhytomyr Ivan Franko State University, Ukraine

FEATURES OF MORPHOLOGY AND ECOLOGY SOME GETEROTROFIC PROTISTA OF UKRAINIAN POLISS'YA

The data about morphological features of 5 heterotrophic flagellate species found in water reservoirs in central part of Ukrainian Poles'e area and hydrochemical characteristics of water (pH, concentration of dissolved oxygen and organic matter) are contained in the article.

Key words: heterotrophic flagellat, morphology, Ukrainian Poliss'ya

УДК [574.63:627,8] [282.447.32]

Ю.С. ШЕЛЮК

Житомирський державний університет ім. Івана Франка
вул. Велика Бердичівська, 42, Житомир 10000, Україна

СТРУКТУРНО-ФУНКЦІОНАЛЬНА ХАРАКТЕРИСТИКА ФІТОПЛАНКТОНУ ТЕТЕРІВСЬКИХ ВОДОСХОВИЩ

У роботі представлені результати багаторічних досліджень структури та функціонування фітопланктону малих водосховищ річки Тетерів (басейн Дніпра). Подана їх еколого-географічна характеристика.

Ключові слова: фітопланктон, водосховища, первинна продукція

Вивчення особливостей формування та функціонування автотрофної ланки водних екосистем, яка здійснює синтез органічної речовини та виступає індикатором змін, що відбуваються у водоймах, є основою у пізнанні закономірностей їхньої структурно-функціональної організації.

Наведені в літературі відомості щодо планктонних водоростей тетерівських водосховищ стосуються лише флористичного складу фітопланктону Житомирського водосховища [1, 7]. Відомості щодо первинної продукції планктону та деструкції органічної речовини тетерівських водосховищ практично відсутні. Основні закономірності динаміки структурних характеристик фітопланктону тетерівських водосховищ на основі досліджень 2003–2007 рр. були узагальнені автором раніше [2], а наведені дані щодо первинної продукції фітопланктону і деструкції органічної речовини стосувалися Промислового водосховища.

Метою роботи було вивчити основні закономірності динаміки структурно-функціональних характеристик фітопланктону малих водосховищ, створених на р. Тетерів.

Матеріал і методи досліджень

Оригінальні дані щодо фітопланктону тетерівських водосховищ отримано впродовж 2003–2009 рр. на шести водосховищах: Трощанському, Чуднівському, Денишівському, Відсічному, Житомирському та Промислового. Всього відібрано 482 альгологічні проби, які фіксували, згущували та камерально опрацьовували загальновідомими методами. Флористичний аналіз фітопланктону водосховищ здійснено з урахуванням [5, 6]. Обробка масиву даних проведена у програмі Microsoft Excel 2002. Статистичну обробку отриманих даних здійснювали за стандартними методиками [3].

Здійснено 134 дослідів з визначення первинної продукції та деструкції органічної речовини на різних горизонтах водної товщі Промислового, Житомирського, Денишівського, Відсічного і Чуднівського водосховищ. Інтенсивність продукційно-деструкційних процесів визначали кисневою модифікацією склянного методу. На кожній станції вимірювали температуру води, її прозорість (за диском Секкі), глибину. Характеристику тетерівських водосховищ наведено нами раніше [8].

Результати досліджень та їх обговорення

Дослідження, проведені в 2008–2009 рр., дозволили розширити систематичний список водоростей водосховищ р. Тетерів на 14 видів (20 внутрішньовидових таксонів (в. в. т.), включаючи номенклатурний тип виду). Станом на 01.01.2010 р. у складі водоростевих угруповань планктону тетерівських водосховищ налічується 270 видів (319 в. в. т.), представлених 127 родами, 28 порядками, 14 класами, 8 відділами. У фітопланктоні Трощанського водосховища виявлено 100 видів (106 в. в. т.), Чуднівського – 153 (186), Денишівського – 99 (117), Відсічного – 131 (148), Житомирського – 205 (219) та Промислового – 154 (165).

Провідними за числом видів і внутрішньовидових таксонів були класи: Chlorophyceae – 96 видів (104 в. в. т.) – 33%; Bacillariophyceae – 52 (59) – 18%; Euglenophyceae – 19 (33) – 10%; Chrysophyceae – 20 (20) та Hormogoniophyceae – 17 (19) – майже по 6%. На рівні порядків домінували Chroococcales – 26%, Euglenales – 11%, Desmidiaceae – 7%, Bacillariales – 6%, Chroococcales та Naviculales – по 5%. Провідними за флористичною роллю були роди: *Nitzschia* Hass., *Phacus* Duj., *Navicula* Bory, *Oscillatoria* Vauch., *Euglena* Ehr., *Pseudokephyrion* Pasch., *Gomphonema* (Ag.) Ehr.

У цілому фітопланктон водосховищ за числом видів та внутрішньовидових таксонів характеризується як зелено-діатомово-синьозелений, лише Трощанського – зелено-діатомово-

евгленовий. Високе різноманіття евгленових водоростей мілкого Трощанського водосховища, ймовірно, пов'язане з високим вмістом органічних речовин.

Різнорманіття водоростей тетерівських водосховищ формується полідомінантними комплексами діатомових (33%), зелених (22%), синьозелених (19%) та евгленових (15%) водоростей з високим рівнем вирівняності за чисельністю й біомасою: індекс біологічного різноманіття H у березні–червні та вересні–листопаді сягав 2,6–4,7 біт/екз. Проте, у липні–серпні різноманіття фітопланктону водосховищ було значно нижчим – $H = 0,6–1,3$ біт/екз. Зниження інформаційного різноманіття як за біомасою, так і за чисельністю влітку при високому видовому (внутрішньовидовому) різноманітті фітопланктону водосховищ пояснюється зміною полідомінантного комплексу на монодомінантний за рахунок масової вегетації синьозелених водоростей з провідною роллю *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs. Це вказує на специфіку водойм з сповільненим у ході зарегулювання водообміном і на вплив евтрофування.

Співвідношення водоростей з різних екологічних груп у тетерівських водосховищах вказує на переважання пелагічного комплексу організмів. За географічним поширенням у фітопланктоні водосховищ р. Тетерів переважають види-космополіти (91–96% таксонів видового та внутрішньовидового рангу з з'ясованим географічним поширенням). Більшість представників водоростевих угруповань планктону тетерівських водосховищ є прісноводними формами (частка індивідуентів сягає від 69% у Відсічному водосховищі до 78% у Чуднівському від числа водоростей, для яких знайдено літературні дані). За відношенням до рН у фітопланктоні водосховищ переважають індивідуенти (46–54%) та алкофіли (37–43%). В усіх водосховищах переважають β -мезосапроби (слабко забруднена вода). Лише у Відсічному водосховищі категорія якості води оцінюється як досить чиста. У цілому, більше 78% видових та внутрішньовидових таксонів водосховищ є індикаторами органічного забруднення водних об'єктів.

Найвищі значення первинної продукції фітопланктону зафіксовані у Відсічному водосховищі. Трохи нижчі значення інтенсивності фотосинтезу спостерігали у Промисловому та Чуднівському водосховищах, ще нижчі – у Житомирському та Денишівському (табл.).

Таблиця

Продукція на глибині максимального фотосинтезу (A_{max}) та інтегральна під 1 м^2 продукція ($\sum A$) фітопланктону тетерівських водосховищ (2008–2009 рр.)

Водосховища	n	A_{max} , мг O_2 /дм ³ ·доба	$\sum A$, г O_2 /м ² ·доба
Чуднівське	26	4,26±0,97	4,28±0,78
Денишівське	26	1,12±0,51	1,77±0,66
Відсічне	26	5,04±0,92	5,78±0,82
Житомирське	28	3,02±0,76	3,47±0,95
Промислове	28	4,02±0,42	4,56±0,71

Сезонні зміни продукції та деструкції органічної речовини в часі на тетерівських водосховищах були такими. Навесні з активізацією розвитку фітопланктону у водосховищах відбувалося зростання первинної продукції, весняний пік її фіксували в травні. В березні та в кінці квітня деструкційні процеси переважали над продукцією, весняний максимум деструкції спостерігали в кінці березня – на початку квітня, після чого інтенсивність деструкційних процесів трохи знижувалася з подальшим зростанням на початку червня. У травні–липні спрямованість продукційних та деструкційних процесів у більшості спостережень співпадала. Після осіннього максимуму у вересні первинна продукція знижувалася у часі, досягаючи мінімальних значень на початку листопада, зниження показників деструкції відбувалося нерівномірно, періодично спостерігалася інтенсифікація деструкційних процесів. Осінній максимум деструкції відмічали наприкінці жовтня (у Відсічному, Житомирському, Промисловому та Чуднівському водосховищах) та на початку листопада (у Денишівському).

У сезонному циклі на тетерівських водосховищах простежується автотрофна фаза, яка співпадає з весняно-літньо-осінніми максимумами. Найвірогіднішим поясненням досить високої інтенсивності продукційних процесів у цей період є наявність компенсаторного механізму евтрофних екосистем, завдяки якому стабілізується потік енергії. Гетеротрофна фаза спостерігається в періоди сезонної депресії, а також ранньою весною та пізньою осінню. Типовіший для досліджуваних водосховищ позитивний баланс органічної речовини вказує на переважання автотрофного функціонування їх екосистем і досить високу самоочисну здатність (середнє значення $\sum A/\sum R$, розраховане для Чуднівського водосховища, становить $1,32\pm0,12$; для Денишівського – $0,96\pm0,06$; для Відсічного – $1,48\pm0,09$; для Житомирського – $1,38\pm0,45$; для Промислового – $1,49\pm0,08$).

Важливим показником, що визначає вертикальний розподіл первинної продукції фітопланктону у водоймах, є відношення продукції на глибині максимального фотосинтезу (A_{max}) до інтегральної під 1 м² продукції (ΣA), яке характеризує оптичні властивості води [9]. Середнє $A_{max}/\Sigma A$ максимальних значень сягало на Чуднівському водосховищі (0,99±0,20), мінімальних – на Денишівському (0,69±0,13); на розташованих поряд Відсічному, Житомирському і Промисловому водосховищах цей показник майже не відрізнявся (0,88±0,41; 0,87±0,32; 0,88±0,22). Підвищення $A_{max}/\Sigma A$, зафіксоване весною, пояснюється зменшенням прозорості води у цей період внаслідок зростання її мутності. Більші значення показника $A_{max}/\Sigma A$ у мілкому Чуднівському водосховищі (порівняно з іншими водосховищами, особливо найглибшим Денишівським), пояснюються значно меншою глибиною зони фотосинтезу.

Згідно з трофічною класифікацією вод [4], водосховища, збудовані на р. Тетерів, належать до евтрофного типу.

Висновки

Фітопланктон створених на р. Тетерів водосховищ на сучасному етапі їхнього функціонування представлений 270 видами (319 в. в. т.), що належать до 127 родів, 28 порядків, 14 класів, 8 відділів. За сапробіологічними характеристиками індикаторних видів фітопланктону якість води тетерівських водосховищ в основному відповідає β -мезосапробній зоні (слабко забруднена вода).

Функціональною особливістю фітопланктону водосховищ є досить висока інтенсивність продукційних процесів (середні значення інтегральної під 1 м² продукції (ΣA) фітопланктону коливалися від 1,77±0,66 г О₂/м²·добу в Денишівському водосховищі до 5,78±0,82 у Відсічному). Рівень первинної продукції фітопланктону визначає трофічний тип екосистем водосховищ як евтрофний. Найтипівішим для досліджуваних водосховищ є позитивний баланс органічної речовини, що вказує на переважання автотрофного типу функціонування їх екосистем і досить високу самоочисну здатність.

1. *Догадіна Т.В.* Характеристика альгофлори різних ділянок р. Тетерева / Т.В. Догадіна // Укр. ботан. журн. – 1975. – Т. 32, № 1. – С. 19–23.
2. *Кузьмінчук Ю.С.* Продукція і таксономічний склад фітопланктону середньої притоки Дніпра : автореф. дис. ... канд. біол. наук: 03.00.17 "Гідробіологія" / Ю.С. Кузьмінчук. – К., 2007. – 24 с.
3. *Лакин Г.Ф.* Биометрия / Г.Ф. Лакин. – М.: Высш. шк., 1980. – 293 с.
4. *Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод* / За ред. В.Д. Романенка. – К.: ЛОГОС, 2006. – 408 с.
5. *Разнообразие водорослей Украины* / Под ред. С.П. Вассера, П.М. Царенко // Альгология. – 2000. – Т. 10, № 4. – 309 с.
6. *Царенко П.М.* Дополнение к разнообразию водорослей Украины / Царенко П.М., Петлеванный О.А. – К.: Ин-т ботаники им. Холодного НАНУ, 2001. – 130 с.
7. *Чухлібова Н.А.* Динаміка фітопланктону річок Харків та Тетерів під впливом попусків з водосховищ / Н.А. Чухлібова, О.І. Сем'ян, Л.О. Дубовик // Мат. V з'їзду УБТ. – Ужгород: 1972. – С. 77–78.
8. *Щербак В.И.* Особенности развития фитопланктона верхних и нижних бьефов равнинных водохранилищ (на примере р. Тетерев) / В.И. Щербак, Л.А. Сиренко, Ю.С. Кузьминчук // Гидробиол. журн. – 2005. – Т. 41, № 6. – С. 44–53.
9. *Rodhe W.* Standart correlations between pelagic photosynthesis and light / W. Rodhe. – Memor. Ist. Hydrobiol., 1965. – Vol. 18. – P. 365–381.

Ю.С. Шелюк

Житомирский государственный университет им. Ивана Франко, Украина

СТРУКТУРНО-ФУНКЦИОНАЛЬНАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ФИТОПЛАНКТОНА ТЕТЕРЕВСКИХ ВОДОХРАНИЛИЩ

В работе представлены результаты многолетних исследований структуры и функционирования фитопланктона малых водохранилищ реки Тетерев (бассейн Днепра). Дана их эколого-географическая характеристика.

Ключевые слова: фитопланктон, водохранилища, первичная продукция

Yu.S. Shelyuk

Zhytomyr Ivan Franko State University, Ukraine

STRUCTURAL-FUNCTIONAL DESCRIPTION OF PHYTOPLANKTON OF RIVER TETERIV

The results of long-term investigation of phytoplankton structure and functions in the river Teteriv (the Dnieper basin) small water reservoirs are presented. Their ecological and geographical characteristics are given.

Key words: phytoplankton, river Teteriv, primary products

УДК [(551.52+546.21): 581.526.325] (282.247.325.2)

В.І. ЩЕРБАК, Г.М. ЗАДОРОЖНА

Інститут гідробіології НАН України
пр-т Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210

ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН КИЇВСЬКОЇ ДІЛЯНКИ КАНІВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА ВЗИМКУ 2010 РОКУ

Аномальні метеорологічні умови зими 2010 року спричинили особливості у функціонуванні абіотичної та біотичної складової екосистеми київської ділянки Канівського водосховища. Встановлено збідніння видового складу кількісного розвитку фітопланктону, домінування *Cyanoophyta* на всіх горизонтах водної товщі та відсутність статистично достовірної вертикальної стратифікації абіотичних та біотичних показників.

Ключові слова: клімат, температура, кисневий режим, фітопланктон, Канівське водосховище

В останні десятиріччя температура повітря має тенденцію до підвищення [7]. Середньорічна температура повітря в Києві зросла приблизно на 1,5°C. Значне збільшення спостерігається у грудні–березні. Аналіз зимових температур, починаючи з 1991 р. [6] показав, що найтеплішим виявилася зима 2006–2007 рр., зокрема відхилення від середньобагаторічної норми зимових місяців були такими: грудень – +4,7°C; січень – +7,6°C; лютий – –0,1°C; березень – +5,7°C. Тенденція до потепління спостерігалася і в наступні роки, а саме: взимку 2007–2008 рр. відхилення від норми коливалось в межах від +1,3°C (грудень) до +3,9°C (лютий). Зима 2008–2009 рр. характеризувалася відхиленням у межах від +0,9°C (березень) до +1,6°C (лютий). Особливістю зимового періоду 2010 р. стали складні метеорологічні умови. Відхилення середньомісячної температури коливалось від –4,5°C (січень) до +0,1°C (березень); максимальна кількість опадів була 87 мм (189% від норми у грудні), а в попередні роки цей показник становив: 2006–2007 рр – 10 мм (19% від норми), 2007–2008 рр – 23 мм (44% від норми) [6]. Сформований тривалий період льодоставу та снігового покриву створив екстремальні умови в функціонуванні екосистеми водосховища.

Метою роботи є встановлення особливостей вертикального розподілу основних абіотичних і біотичних складових екосистеми київської ділянки Канівського водосховища за аномальних умов зими 2010 року.

Матеріал і методи досліджень

Матеріалами роботи слугували результати досліджень температури, кисневого режиму та фітопланктону, відібрані протягом зимового періоду 2010 р. на Оболонській затоці верхньої частини Канівського водосховища.

Вертикальний розподіл температури вимірювався через кожен метр по всій глибині за допомогою електричного термометра ГР 41 М – 1 [2]. Придонний горизонт знаходився на глибині 16 м, середній – 8 м, поверхневий – під льодом (40 см від поверхні). Вміст розчиненого у воді кисню визначали титриметрично йодометричним методом [2].

Фітопланктон відбирався батометром Руттнера через кожні 2 м. Фіксація, седиментація, камеральне опрацювання проб, визначення видового різноманіття фітопланктону, чисельності біомаси проводилось згідно загальноприйнятих гідробіологічних методів [4]. Сапробіологічний аналіз якості води був проведений за допомогою методу Пантле и Букка в модифікації Сладечека [5].

Екологічну оцінку водного об'єкту здійснили згідно [3].

Результати досліджень та їх обговорення

Затока Оболонь належить до водойм придаткової мережі річкової ділянки Канівського водосховища. Специфіка морфології даної водойми обумовлена переформуванням її ложа за рахунок виїмок піщаного матеріалу для наміву масиву Оболонь м. Києва. Отже, колишня заплава стала нетиповою глибоководною і перетворилась у водойму кар'єрного типу.

Протягом досліджень температура води коливалась у межах: придонний горизонт (16 м) – 0,4–0,6°C, середній (8 м) – 0,1–0,2°C, поверхневий (під льодом) – 0–0,1°C.

Вміст розчиненого у воді кисню був аномально низьким: на дні він коливався в межах 1,5–2,0 мг/дм³, на поверхні 2,1–3,7 мг/дм³. Відповідно процент насичення води киснем становив 11–14% і 15–26%, що є значно нижчим, ніж у попередні зимові періоди [1].

Різноманіття зимового фітопланктону було представлене 75 видами і внутрішньовидовими таксонами, що належали до 7 відділів (Bacillariophyta, Cyanophyta, Chlorophyta, Euglenophyta, Dinophyta, Chrysophyta, Xanthophyta). Низьке загальне видове різноманіття пояснюється несприятливими екологічними умовами, які сформувалися в зимовий період 2010 року.

За видовим різноманіттям домінували Bacillariophyta, які формували 58% від загальної кількості видів. Це пояснюється здатністю діатомових водоростей масово розвиватись у холодний період року. Меншим видовим багатством характеризувалися відділи Chlorophyta (17%) і Cyanophyta (15%). Решта відділів представлені бідно.

Кардинально інша закономірність характерна для кількісного різноманіття зимового фітопланктону, особливо його вертикального розподілу (табл.).

Таблиця

Вертикальний розподіл чисельності зимового фітопланктону

Горизонт, м	Bacillariophyta	Cyanophyta	Chlorophyta	Інші
поверхневий	$\frac{16}{2\%}$	$\frac{1070}{97\%}$	$\frac{14}{<1\%}$	$\frac{5}{<1\%}$
2	$\frac{12}{<1\%}$	$\frac{1506}{97\%}$	$\frac{18}{1\%}$	$\frac{2}{<1\%}$
4	$\frac{49}{2\%}$	$\frac{2104}{96\%}$	$\frac{40}{2\%}$	$\frac{0}{0}$
6	$\frac{8}{<1\%}$	$\frac{2351}{99\%}$	$\frac{11}{<1\%}$	$\frac{4}{<1\%}$
8	$\frac{41}{1\%}$	$\frac{3533}{98\%}$	$\frac{21}{<1\%}$	$\frac{4}{<1\%}$
10	$\frac{21}{<1\%}$	$\frac{3442}{99\%}$	$\frac{19}{<1\%}$	$\frac{4}{<1\%}$
12	$\frac{56}{1\%}$	$\frac{3791}{98\%}$	$\frac{22}{<1\%}$	$\frac{4}{<1\%}$
14	$\frac{31}{1\%}$	$\frac{2213}{98\%}$	$\frac{4}{<1\%}$	$\frac{2}{<1\%}$
16 (придонний)	$\frac{141}{4\%}$	$\frac{3151}{95\%}$	$\frac{5}{<1\%}$	$\frac{3}{<1\%}$

Примітка: чисельник – чисельність, тис. кл/дм³, знаменник – відсоток від загальної чисельності на горизонті.

Отже, чисельність зимового фітопланктону збільшується з глибиною лінійно. Абсолютними домінантами були представники Cyanophyta, бо формували 95–99% від сумарної чисельності зимового фітопланктону на різних горизонтах. Роль інших відділів у чисельності зимового фітопланктону була незначною і коливалась в межах 0,5–4,0%.

Домінантами за біомасою були Cyanophyta (49%) від сумарної біомаси, субдомінантами виступали Bacillariophyta (43%). Вертикальний розподіл біомаси зимового фітопланктону представлений на рисунку.

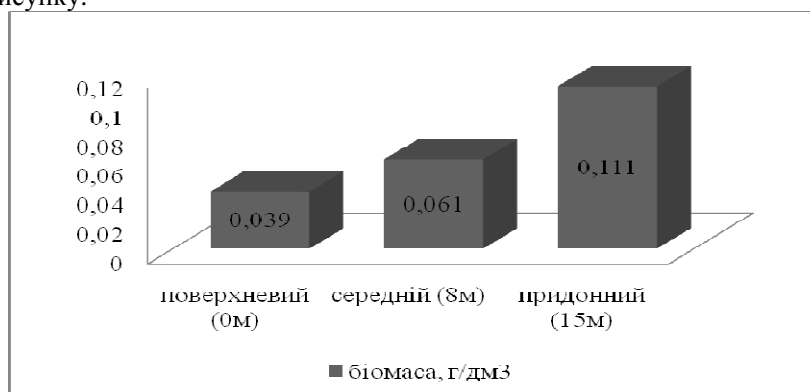


Рис. Вертикальний розподіл біомаси зимового фітопланктону

В Оболонській затоці було знайдено 37 видів – індикаторів сапробності (48% від загальної кількості видів). Це дозволяє стверджувати, що вибраний підхід є репрезентативним. З загальної кількості видів-індикаторів 13 видів (35%) – χ - α -сапроби, 18 видів (49%) – β -мезосапроби; 6 видів (16%) – α - ρ -сапроби. Сапробність водної товщі, яка оцінювалась індексами Пантле і Букка в модифікації Сладечека за біомасою, змінювались в межах 1,7–2,3. Зокрема в поверхневому горизонті він становив 2,3, в середньому – 1,8, а в придонному – 2,1. Середнє значення індексу сапробності становило 2,1, що відповідає β ''-мезосапробній.

Висновки

Встановлено, що зимовий період 2010 року мав аномальні відхилення температур та тривалий період льодоставу, що спричинило особливості у функціонуванні екосистеми водосховища. Не було встановлено статистично достовірної вертикальної стратифікації абіотичних (температура води, вміст розчиненого у воді кисню, процент насичення води киснем) та біотичних (видова, внутрішньовидова різноманітність фітопланктону, його чисельність, біомаса) чинників. У той же час відмічено домінування *Cyanophyta* за показниками чисельності й біомаси на всіх горизонтах водної товщі. Згідно сапробіологічного аналізу, водойма характеризується як “слабко забруднена”, хоча за показниками вмісту кисню вона визначається як “дуже брудна”. Очевидно, за відповідних екстремальних умов сапробіологічна характеристика якості води в повній мірі не відображає екологічну ситуацію у водоймі.

1. *Гидрология и гидрохимия Днепра и его водохранилищ. Грунтовой комплекс водохранилищ* / А.И. Денисова, В.М. Тимченко, Е.П. Нахшина [и др.]. – К.: Наук. думка, 1989. – С. 59–91.
2. *Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод* / О.М. Арсан, О.А. Давидов, Т.М. Дяченко [та ін.]. За ред. В.Д. Романенка. – К.: ЛОГОС, 2006. – 408 с.
3. *Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями* / В.Д. Романенко, В.М. Жукинський, О.П. Оксіук [та ін.]. – К.: Символ-Т, 1998. – 28 с.
4. *Щербак В.І. Методи досліджень фітопланктону* / В.І. Щербак // Методичні основи гідробіологічних досліджень водних екосистем. – К., 2002. – С. 41–47.
5. *Sladeček V. System of water quality from the biological point of view* / V. Sladeček // *Ergebnisse der Limnol.* – 1973. – Vol. 7. – P. 1–128.
6. Режим доступу: <http://pogoda.ru.net/monitor.php?id=33345>
7. Режим доступу: <http://www.meteoprog.ua/ua/weather/Kyiv/>

В.І. Щербак, Г.М. Задорожная

Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ КИЕВСКОГО УЧАСТКА КАНЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА ЗИМОЙ 2010 ГОДА

Аномальные метеорологические условия зимы 2010 г. обусловили особенности в функционировании абiotической и биотической составляющей экосистемы киевского участка Каневского водохранилища. Установлено обеднение видового состава, количественного развития фитопланктона, доминирование *Cyanophyta* на всех горизонтах водной толщи и отсутствие статистически достоверной вертикальной стратификации абiotических и биотических показателей.

Ключевые слова: климат, температура, кислородный режим, фитопланктон, Каневское водохранилище

V.I. Shcherbak, G.M. Zadorozhna

Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

ECOLOGICAL CONSISTING OF KIEV DISTRICT OF KANIV RESERVOIR IN WINTER 2010

Abnormal weather conditions of winter in 2010 resulted in peculiarities of functioning characteristics of abiotic and biotic components of ecosystem of Kiev district of Kaniv reservoir. The species and quantitative diversity of phytoplankton have been shown to decrease. *Cyanophyta* dominate at all levels of the water column. Abiotic and biotic characteristics lack statistically significant vertical stratification.

Key words: climate, temperature, oxygen mode, phytoplankton, Kaniv reservoir

УДК 502.72:581.526(477.81+82)

В.І. ЩЕРБАК¹, М.Л. КЛЕСТОВ², Н.В. МАЙСТРОВА¹, Н.Є. СЕМЕНЮК¹¹Інститут гідробіології НАН України

пр-т Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210

²Київський созологічний центр

вул. Бойченка, 2/6, Київ, Україна

ТАКСОНОМІЧНЕ РІЗНОМАНІТТЯ АЛЬГОФЛОРИ АКВАЛАНДШАФТІВ ВОЛИНСЬКОГО І РІВНЕНСЬКОГО ПОЛІССЯ¹

Встановлено, що таксономічне різноманіття літнього фітопланктону і фітомікроепіфітону лотичних та лентичних акваландшафтів Волинського та Рівненського Полісся формує специфічні водоростеві угруповання з своєрідним просторовим розподілом та структурою. Це актуально для охорони, збереження та відтворення природного середовища різнотипних акваландшафтів.

Ключові слова: фітопланктон; фітомікроепіфітон; лотичні, лентичні акваландшафти; Полісся

Водні лотичні й лентичні екосистеми Волинського Полісся спричиняють вагомий вплив на формування екологічного стану транскордонних територій та зниження можливих загроз біорізноманіттю, які обумовлені антропогенізацією довкілля. Унікальність цих різнотипних екосистем Полісся, що знаходяться в басейні Дніпра, зумовлена тим, що: цей регіон – один з небагатьох у центрі Східної Європи, в якому значною мірою збереглися природні струмкові, річкові, озерні й болотні акваландшафти з притаманним їм різноманіттям водної флори і фауни; численні лотичні та лентичні екосистеми є важливою генетичною основою різноманіття гідробіонтів різних трофічних рівнів та екологічних груп басейну Дніпра; вони служать гідроекологічним коридором водної флори і фауни Східної Європи, що має вагоме значення у формуванні загальноєвропейської екологічної мережі; високе біологічне та ландшафтне різноманіття гідроекосистем, незначний антропогенний вплив утворюють неповторний для Полісся рослинно-тваринний комплекс, який вже практично втрачений не тільки у Східній, але й у Західній Європі.

Метою роботи було дослідження таксономічного різноманіття фітопланктону та фітомікроепіфітону лотичних і лентичних акваландшафтів Національного ландшафтного парку (НЛП) «Прип'ять–Стохід» та деяких водойм Рівненської області.

Матеріал і методи досліджень

Основні натурні дослідження здійснювали під час весняно-літньої експедиції 2009 р. Проби фітопланктону (з чистоводних і зарослих ділянок) та фітомікроепіфітону (з домінуючих видів вищих водяних рослин: очерету південного, рогузу вузьколистого і глечиків жовтих) відбирали у різнотипних водних акваландшафтах НЛП «Прип'ять–Стохід» та Рівненської області. Досліджували з лотичних акваландшафтів: р. Прип'ять (вище-нижче озер Люб'язь і Нобель та гирла р. Стохід), р. Стохід (нижче оз. Омит і гирлова ділянка); з лентичних – заплавно-руслові озера: Люб'язь (площа – 519 га, довжина – 3,8 км, ширина – 2,5 км), Нобель (499 га, довжина – 3,2 км, ширина – 2,5 км, макс. глибина – 12 м), Сосне (197 га), Омит (57 га), льодовикового походження оз. Ніговище (24 га). Відбір, камеральну обробку проб та визначення водоростей здійснювали загальновідомими гідробіологічними методами.

Результати досліджень та їх обговорення

У фітопланктоні досліджуваних водойм і водотоків на території парку та Рівненської області виявлено 179 видів і внутрішньовидових таксонів водоростей (в.в.т.) з 95 родів, 30 порядків, 14 класів і 8 відділів (табл. 1). За видовим різноманіттям переважали представники діатомових (32%) та зелених (34%); субдомінантами, насамперед у р. Прип'ять і оз. Люб'язь, виступали золотисті (11%), евгленові (8) й синьозелені водорості (7%). На рівні класів мали перевагу Chlorophyceae (27%), Bacillariophyceae (20%) і Chrysophyceae (13%), а на рівні порядків – Chlorococcales (23%), Euglenales, Cymbellales, Ochromonadales (8–6%). Серед домінуючих родів

¹ Робота виконана за фінансової підтримки Франкфуртського зоологічного товариства (Німеччина)

виявлялися наступні: *Trachelomonas*, *Kephyrion*, *Mallomonas*, *Nitzschia*, *Gomphonema*, *Aulacoseira*, *Desmodesmus*, *Monoraphidium*.

Таблиця 1

Таксономічна структура водоростей планктону водойм і водотоків НЛП «Прип'ять–Стохід» та Рівненської області

Відділ	Клас	Порядок	Рід	Види (в.в.т.)
Cyanophyta	3	4	10	13 (13)
Euglenophyta	1	1	4	12 (14)
Dinophyta	1	2	4	6 (6)
Cryptophyta	1	1	2	5 (5)
Chrysophyta	1	2	7	20 (20)
Bacillariophyta	3	13	29	56 (58)
Xanthophyta	1	2	3	4 (4)
Chlorophyta	3	5	36	57 (59)

Р. Прип'ять. У річці зареєстровано достатньо високе таксономічне різноманіття (76 в.в.т.) водоростей, яке формували діатомові (до 45%) за рахунок порядків Fragilariales, Bacillariales, Thalassiosirales, Aulacoseirales, що складали до 9%, зелені (до 30%), з яких до порядку Chlorococcales належало 24%, і золотисті (11%). Домінуючими за видовим багатством на рівні роду відмічені *Nitzschia*, *Aulacoseira*, *Monoraphidium*.

У фітопланктоні *р. Стохід* знайдено 22 в.в.т., що значно менше, ніж у Прип'яті. З них половина належала до діатомових, а по 20% – до зелених та еугленових. На рівні порядків домінували Euglenales (18%) та Cymbellales, Chlorococcales і Naviculales (по 16%), на рівні родів – *Trachelomonas*, *Navicula* і *Monoraphidium*.

Оз. Люб'язь. Фітопланктон цього озера вирізнявся найвищим видовим різноманіттям – 91 в.в.т. Як і у Прип'яті, тут домінували зелені за рахунок порядків Chlorococcales (27%) і Chlamydomonadales (7%) та діатомові. До провідних родів належали: *Nitzschia*, *Trachelomonas*, *Aulacoseira*, *Monoraphidium*, *Chlamydomonas*. До особливостей цієї водойми варто віднести істотну вегетацію динофітових *Diplopsalis acuta*, *Peridinium penardii*, *Peridinium bipes*, *Peridinium cinctum*.

Оз. Нобель. З 44 видів більшість складав зелено-діатомовий комплекс (30 і 24%) за участю синьозелених, золотистих (по 15%) і криптофітових (10%). На рівні порядків домінували Chlorococcales (19%), Chromulinales (12%), Chroococcales і Cryptomonadales (по 10%), а на рівні родів з однаковою часткою представленості – *Monoraphidium*, *Cyclotella*, *Mallomonas*, *Cryptomonas* і *Kephyrion*.

Оз. Омит. Виявлено 32 в.в.т. водоростей з традиційно домінуючими представниками діатомових (38%), зелених (28) і золотистих (19%). Серед порядків переважали Chlorococcales (15%), Thalassiosirales (12), Chromulinales і Ochromonadales (по 9%), а серед родів – *Monoraphidium*, *Cyclotella*, *Mallomonas*.

В оз. Сосне знайдено 47 в.в.т.; перші місця посідали діатомові (45%), зелені (17%) й золотисті (15% за рахунок порядку Chromulinales) та Euglenophyta (представників порядку Euglenales). Серед домінуючих родів відмічали наступні: *Gomphonema*, *Kephyrion*, *Trachelomonas*, *Navicula*.

В оз. Ніговище з 43 в.в.т. водоростей мали перевагу зелені (42%), діатомові (30%) й золотисті (12%). На рівні порядків домінували Chlorococcales (32%), Thalassiosirales (14), Aulacoseirales і Chromulinales (по 9%), на рівні родів – *Desmodesmus*, *Aulacoseira*, *Cyclotella*, *Chlamydomonas*, *Kephyrion*, *Pediastrum*.

Порівняння за видовим складом фітопланктону вказує на своєрідність досліджених акваландшафтів (рис. 1). Найбільша подібність властива фітопланктону *р. Прип'ять* і *оз. Люб'язь*. Пояснюється це впливом річкового планктону на озерний, а також збагаченням озерним планктоном ділянок річки нижче озера. В окремий кластер виділяються озера Нобель і Омит; своєрідним видовим складом фітопланктону відрізнялися й *р. Стохід*, озера Ніговище і Сосне.

Отже, фітопланктон досліджених акваландшафтів характеризується високим таксономічним різноманіттям; його флористична структура визначається діатомово-зеленим комплексом з значною часткою золотистих водоростей, але кожен з них відрізняється за видовим складом і структурою фітопланктону.

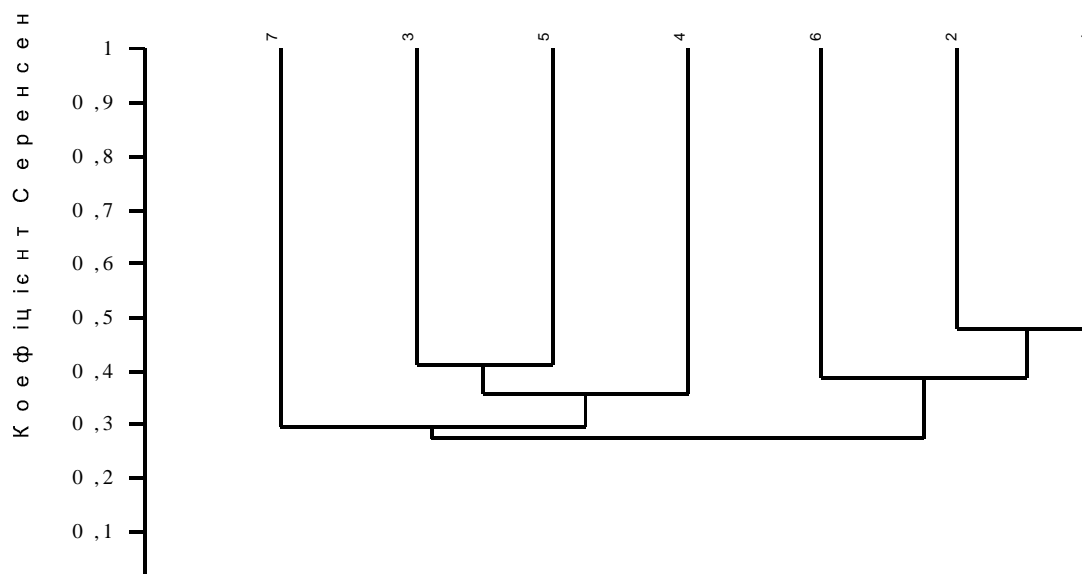


Рис. 1. Дендрограма подібності видового складу фітопланктону різнотипних лотичних та лентичних акваландшафтів за коефіцієнтом Серенсена: 1 – р. Прип'ять, 2 – оз. Люб'язь, 3 – оз. Нобель, 4 – р. Стохід, 5 – оз. Омит, 6 – оз. Ніговище, 7 – оз. Сосне.

У фітомікроепіфітоні акваландшафтів НЛП «Прип'ять–Стохід» Рівненської області було виявлено 130 в.в.т. водоростей, які належали до 51 роду, 23 порядків, 11 класів і 6 відділів.

Найбільшим таксономічним різноманіттям фітомікроепіфітону представлені Bacillariophyta – 102 в.в.т., що становило 78%, а субдомінантами виступали Chlorophyta – 18 видів (14%). На рівні класів домінували Bacillariophyceae (58%) і Fragilariophyceae (18%), а на рівні порядків – Fragilariales і Cymbellales (по 17%), Bacillariales (14%); їх ранговий розподіл представлено в таблиці 2. Серед родів переважали *Nitzschia* (13%), *Cymbella*, *Eunotia*, *Gomphonema* і *Fragilaria* (8–6%).

Таблиця 2

Ранговий розподіл провідних порядків фітомікроепіфітону акваландшафтів НЛП «Прип'ять–Стохід» та Рівненської області

Порядки	Лотичні екосистеми		Лентичні екосистеми				
	Прип'ять (51 в.в.т.)	Стохід (33 в.в.т.)	Люб'язь (64 в.в.т.)	Нобель (65 в.в.т.)	Омит (62 в.в.т.)	Ніговище (13 в.в.т.)	Сосне (49 в.в.т.)
Cymbellales	29 (1)	15 (1,5)	25 (1)	25 (1,5)	19 (1)	31 (1)	18 (1)
Bacillariales	14 (2)	15 (1,5)	11 (3)	9 (3)	16 (3)	23 (2)	16 (2)
Fragilariales	12 (3,5)	12 (3)	17 (2)	25 (1,5)	18 (2)	–	14 (3)
Eunotiales	12 (3,5)	9 (5)	8 (5)	8 (5,5)	5 (6)	15 (3)	6 (7)
Naviculales	10 (5)	9 (5)	9 (4)	8 (5,5)	3 (8)	8 (4,5)	10 (4)
Achnanthales	4 (6)	9 (5)	5 (6,5)	8 (5,5)	6 (4)	8 (4,5)	8 (5,5)
Oscillatoriales	2 (8)	–	2 (9,5)	–	5 (6)	–	–
Rhopalodiales	2 (8)	3 (7,5)	5 (6,5)	8 (5,5)	5 (6)	–	8 (5,5)
Desmidiales	2 (8)	–	3 (8)	2 (8,5)	2 (9,5)	–	2 (8)
Gonatozygales	–	3 (7,5)	2 (9,5)	2 (8,5)	2 (9,5)	–	–

Примітки: перед дужками – частка порядку у формуванні загального видового різноманіття, у дужках – рангове місце даного порядку; знак «–» – представники даного порядку виявлені не були.

Порівняння рангового розподілу провідних порядків фітомікроепіфітону за коефіцієнтом Кендела (рис. 2) вказує, що найвищою подібністю характеризуються водоростеві угруповання

р. Прип'ять і озер Люб'язь, Нобель і Омит. Спільною для них рисою є також високе видове різноманіття (від 51 в.в.т. у р. Прип'ять до 65 в.в.т. в оз. Нобель).

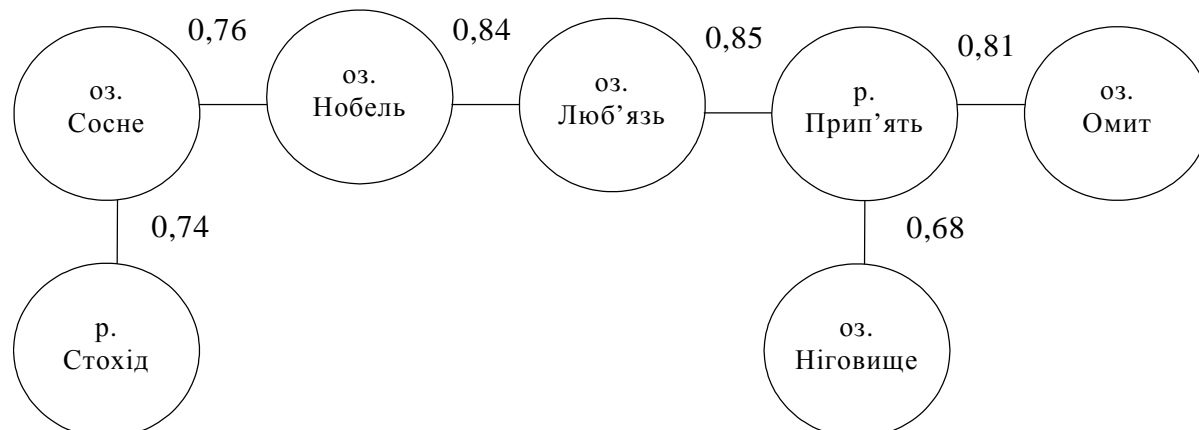


Рис. 2. Дендрограма подібності флористичної структури фітомікроепіфітону різнотипних лотичних і лентичних акваландшафтів НЛП «Прип'ять–Стохід» за коефіцієнтом Кендела

У флористичній структурі спостерігається значна частка представників порядку Cymbellales (25–29%), який займає перше рангове місце, а друге і третє належать Bacillariales і Fragilariales. Ще однією характерною ознакою цих водойм є те, що до 3% видового складу епіфітону формують зелені водорості з порядку Desmidiaceae.

Специфічною флористичною структурою виділяються водоростеві угруповання р. Стохід і льодовикового озера Ніговище. Зокрема, для р. Стохід характерна рівна участь порядків Cymbellales і Bacillariales у формуванні видового складу (по 15%). Оз. Ніговище відрізняється повною відсутністю представників порядку Fragilariales і значною часткою Eunotiales (15%).

Висновки

Отже, високе різноманіття лотичних і лентичних акваландшафтів НЛП «Прип'ять–Стохід» та Рівненської області утворює специфічні водоростеві угруповання з значним таксономічним різноманіттям на всіх рівнях систематичної ієрархії з своєрідним просторовим розподілом та структурою. Результати проведених досліджень важливі для охорони, збереження та відтворення природного середовища різнотипних акваландшафтів, бо Українське Полісся є унікальним природним резерватом, на прикладі акваландшафтів якого формуються нові наукові засади природоохоронної політики України.

В.И. Щербак¹, М.Л. Клецов², Н.В. Майстрова¹, Н.Е. Семенюк¹

¹Інститут гідробіології НАН України, Київ

²Київський соціологічний центр, Україна

ТАКСОНОМИЧЕСКОЕ МНОГООБРАЗИЕ АЛЬГОФЛОРЫ АКВАЛАНДШАФТОВ ВОЛЫНСКОГО И РОВЕНСКОГО ПОЛЕСЬЯ

Установлено, что таксономическое разнообразие летнего фитопланктона и фитомикроэпифитона лотических и лентических акваландшафтов Волынского и Ровенского Полесья формирует специфические водорослевые сообщества со своеобразным пространственным распределением и структурой. Это актуально для охраны, сохранения и восстановления природной среды разнотипных акваландшафтов.

Ключевые слова: фитопланктон; фитомикроэпифитон; лотические, лентические акваландшафты; Полесье

V.I. Shcherbak¹, M.L. Klestov², N.V. Maystrova¹, N.E. Semenyuk¹

¹Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

²Kyiv Sozological Center, Ukraine

TAXONOMICAL VARIETY OF ALGOFLORE OF AKVALANDSCAPE OF VOLYN AND RIVNE POLISSIA

The taxonomic diversity of summer phytoplankton and phytomicroepiphyton in Volyn and Rivne Polissia lotic and lentic aquatic landscapes forms specific algal assemblages with peculiar spatial distribution and structure. It is relevant for protection, conservation and restoration of different aquatic landscapes' natural environment.

Key words: phytoplankton, phytomicroepiphyton, Volyn and Rivne Polissia

УДК [581.526.325-1132.1:502.11] (285.3) (477-25)

В.І. ЩЕРБАК, Н.Є. СЕМЕНЮК

Інститут гідробіології НАН України

пр-т Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210

ФУНКЦІОНАЛЬНА ХАРАКТЕРИСТИКА ФІТОПЛАНКТОНУ ВОДОЙМ МЕГАПОЛІСУ

Визначено основні функціональні показники фітопланктону водойм м. Києва. Встановлено, що залежність між біомасою фітопланктону і вмістом хлорофілу "а" у водоймах мегаполісу не має прямолінійного характеру, що пов'язано з високим рівнем їхньої трофності, а також впливом природних і антропогенних чинників.

Ключові слова: фітопланктон, водойми мегаполісу, біомаса, вміст хлорофілу а

Водні екосистеми мегаполісів знаходяться під впливом комплексу природних і антропогенних чинників, які створюють специфічні екологічні умови функціонування водної біоти, зокрема фітопланктону – основного продуцента первинних потоків енергії та автохтонної органічної речовини. Його важливими функціональними характеристиками є: біомаса – первинний енергетичний базис, хлорофіл *а* і співвідношення хлорофілу та біомаси водоростей. Зазначені показники змінюються з інтенсивністю первинної продукції і можуть використовуватися для оцінки співвідношення продукційно-деструкційних процесів – основи самоочищення водного середовища та формування трофічного статусу водойм.

Мета роботи: встановити основні функціональні характеристики фітопланктону водойм мегаполісу.

Матеріал і методи досліджень

Натурні дослідження проведені у різні вегетаційні сезони на різнотипних водоймах м. Києва: затоці Канівського водосховища Собаче гирло, заплавному оз. Бабине, озері-стариці Кирилівське, безстічних озерах Синє і Голубе, рекреаційному і рибоводному ставах на р. Нивка, ландшафтно-рекреаційних ставах на р. Сирець і ставі Горіховатському у Національному природному парку «Голосіївський».

Відбір і камеральну обробку проб фітопланктону виконували згідно з методами [9]. Концентрацію хлорофілу в живих клітинах водоростей визначали методом диференційної флуориметрії за допомогою Planctofluorometr FL 3003 відповідно до описаної раніше методики [10].

Результати досліджень та їх обговорення

1. Біомаса фітопланктону у водоймах м. Києва змінювалась від 0,01 г/м³ до 264,59 г/м³, що відносить їх до водних екосистем різного рівня трофності. Найнижча біомаса фітопланктону, яку формували діатомові, золотисті й зелені водорості, зареєстрована в слабко-евтрофному оз. Синє, а найвища – у гіпертрофному ставі на р. Нивка при "цвітінні" води синьозеленими водоростями.

Порівняння біомаси фітопланктону водойм м. Києва з результатами наших аналогічних досліджень на озерах Шацького національного природного парку дозволило провести ранжирування трофності водойм за фітопланктоном незалежно від ступеню антропогенного

впливу. У Шацьких озерах біомаса фітопланктону змінювалася від $0,25 \text{ г/м}^3$ до $6,76 \text{ г/м}^3$, її структуру формували Chlorophyta, Bacillariophyta, Dinophyta, Cyanophyta, отже ці озера відносяться до мезотрофних. У водоймах м. Києва біомаса фітопланктону була значно вищою ($0,01$ – $264,59 \text{ г/м}^3$), і, крім перерахованих відділів, спостерігалася значна частка Euglenophyta. Висока біомаса фітопланктону вказує на переважання в межах мегаполісу евтрофних і гіпертрофних водойм, що підтверджується і результатами досліджень озер м. С-Петербург [7] та м. Казань [2], на відміну від озер Шацького парку, де домінують мезотрофні водойми. Отже, функціональна організація фітопланктону визначає трофність водойм незалежно від інтенсивності антропогенного впливу.

2. Вміст хлорофілу *a* коливався від $0,59 \text{ мкг/дм}^3$ до $263,50 \text{ мкг/дм}^3$ залежно від вегетаційного сезону і типу водойм. Найвища концентрація хлорофілу *a* спостерігалася влітку у ставах, найнижча – у затоці Канівського водосховища і безстічних озерах. Мінімальні і максимальні показники вмісту хлорофілу *a* корелювали з мінімумами і максимумами біомаси.

3. Залежність між хлорофілом *a* і біомасою фітопланктону у водоймах мегаполісу не є прямолінійною (рис. 1). Це пояснюється високим рівнем трофності досліджуваних водойм, адже прямолінійна залежність між вмістом пігментів і біомасою існує лише до певної межі біомаси (близько 20 г/м^3), після якої починається зниження кількості хлорофілу *a* на одиницю маси водоростей [4, 6].

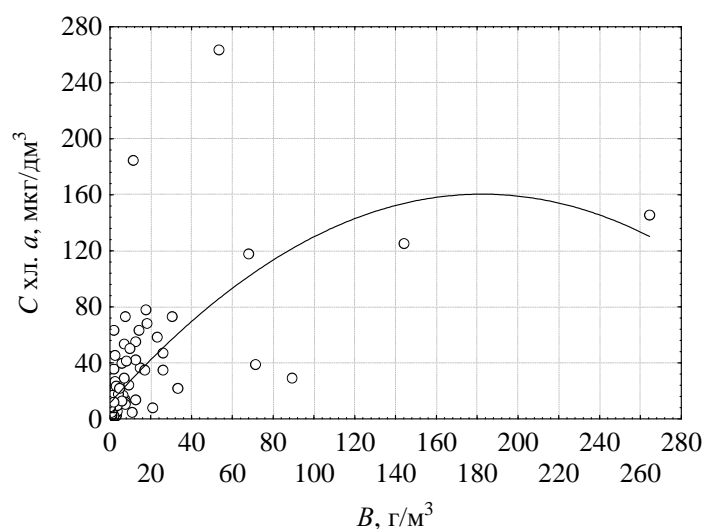


Рис. 1. Залежність між біомасою фітопланктону і вмістом хлорофілу *a* у водоймах м. Києва

За результатами наших досліджень статистично достовірна кореляція між біомасою фітопланктону і вмістом хлорофілу *a* спостерігається тільки у весняно-літній період ($r = 0,92$; $p = 0,0001$), що узгоджується з літературними даними [4] і пов'язано з інтенсивним наростанням біомаси водоростей.

4. Відносний вміст хлорофілу *a* в одиниці біомаси водоростей змінювався від $0,03$ до $4,04\%$ і в середньому становив $0,92 \pm 0,09\%$, що узгоджується з даними, наведеними в літературі для водойм високого рівня трофності [5, 11].

Показано, що одним з чинників, який визначав відносний вміст хлорофілу *a* в одиниці біомаси фітопланктону досліджуваних водойм, був їх трофічний статус. Відносний вміст хлорофілу збільшувався у напрямку від слабо-евтрофних до евтрофних водойм і знижувався від евтрофних до гіпертрофних (рис. 2).

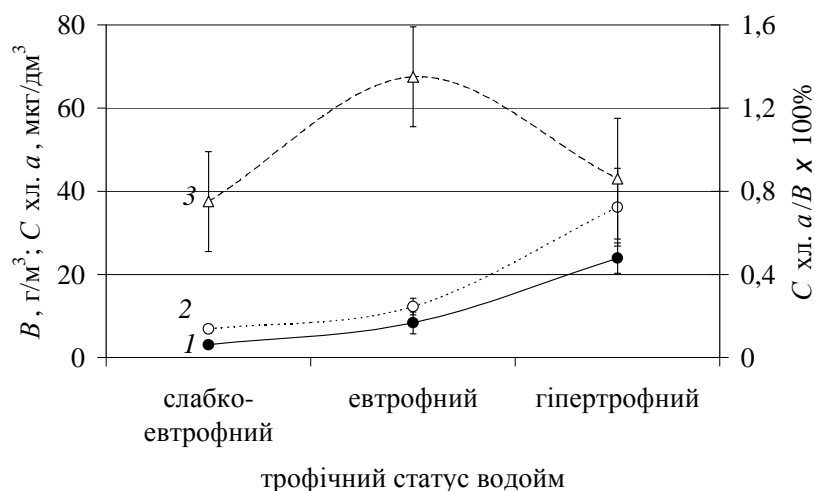


Рис. 2. Біомаса фітопланктону (1), хлорофіл *a* (2) і відносний вміст хлорофілу *a* в біомасі фітопланктону (3) у водоймах різної трофності

Аналіз функціональних характеристик фітопланктону водойм м. Києва з різним ступенем антропогенного забруднення [1, 3, 8] показав, що статистично достовірне зниження вмісту хлорофілу *a* у фітопланктоні спостерігається при високому рівні забруднення водойм хлоридами, сульфатами, нітритами і нафтопродуктами. У якості прикладу наведено співвідношення між вмістом забруднюючих речовин і функціональними показниками фітопланктону в слабо-евтрофному озері Синє і евтрофному озері Кирилівське (табл.).

Таблиця

Функціональні показники фітопланктону у водоймах мегаполісу з різним рівнем антропогенного забруднення

Показники	Оз. Синє	Оз. Кирилівське
<i>Гідрохімічні й токсикологічні показники</i>		
Cl^- , мг/дм ³	11,6–13,9	116,0–133,5
SO_4^{2-} , мг/дм ³	43,3–43,7	85,0–137,2
NO_2^- , мг/дм ³	0,002–0,030	0,014–0,102
ΣN , мг/дм ³	0,245–1,218	1,052–2,294
Нафтопродукти, мг/дм ³	0,009–0,169	0,123–0,492
<i>Функціональні показники фітопланктону</i>		
B , г/м ³	1,08±0,24	8,33±2,45
$(C \text{ хл. } a/B) \times 100\%$	0,75±0,24	0,59±0,15

Примітка. Гідрохімічні і токсикологічні показники [1, 3, 8]

Аналогічна закономірність характерна і для водойм інших типів, зокрема дніпровських водосховищ [5].

Висновки

Результати досліджень основних функціональних характеристик фітопланктону вказують на домінування в мегаполісі водойм з високим трофічним статусом (від слабо-евтрофних до гіпертрофних).

Залежність між вмістом хлорофілу *a* і біомасою фітопланктону у водоймах мегаполісу не має прямолінійного характеру. Достовірна кореляція між цими показниками відмічається тільки у весняний сезон при інтенсивному наростанні біомаси водоростей і домінуванні у водній екосистемі внутрішньоводоймних природних процесів.

Показано, що антропогенне забруднення є одним з екологічних чинників, що зумовлюють зниження функціональних показників фітопланктону.

1. *Гідрохімічний режим деяких водойм міської зони Києва взимку та навесні 2002 р.* / [Ю.М. Ситник, К.О. Івашкевич, Є.С. Князева, С.О. Лапшова] // Екологічний стан водойм м. Києва. – К.: Фітосоціоцентр, 2005. – С. 13–29.

2. Деревенская О.Ю. Динамика фито- и зоопланктона гипертрофного озера / Деревенская О.Ю., Бариева Ф.Ф. // V Всерос. конф. по водным растениям "Гидробиотика 2000": тез. докл. Борок, 10–13 окт. 2000 г. – Борок: ИБВВ РАН, 2000. – С. 25–26.
3. Еколого-токсикологічний стан деяких водойм міської зони Києва / Ю.М. Ситник, О.М. Арсан, Л.С. Кіпніс [та ін.] // Рибне господарство. – 2005. – Вип. 64. – С. 154–160.
4. Єлизарова В.А. Содержание фотосинтетических пигментов в единице биомассы фитопланктона Рыбинского водохранилища / В.А. Елизарова // Тр. Ин-та биологии внутр. вод АН СССР. – 1974. – Вып. 28 (31). – С. 46–64.
5. Курейшев А.В. Еколого-фізіологічні основи формування фітопланктону прісноводних екосистем: автореф. дис. ... докт. біол. наук: 03.00.17 "Гідробіологія" / А.В. Курейшев. – Київ, 2007. – 38 с.
6. Михеева Т.М. Оценка продукционных возможностей единицы биомассы фитопланктона / Т.М. Михеева // Биологическая продуктивность эвтрофного озера. – М.: Наука, 1970. – С. 50–71.
7. Трифонова И.С. Структура и сукцессия фитопланктона урбанизированных водоемов Санкт-Петербурга / Трифонова И.С., Павлова О.А. // Гидробиол. журн. – 2005. – Т. 41, № 1. – С. 3–12.
8. Шаповал Т.М. Забруднення нафтопродуктами води і донних відкладів озер міста Києва / Т.М. Шаповал, І.Г. Кукля, Ю.М. Ситник // Мат. Міжн. наук.-практ. конф. "Україна наукова 2003". Дніпропетровськ–Івано-Франківськ, 16–20 червня 2003 р. – Дніпропетровськ, 2003. – Т. 15. Екологія. – С. 21–24.
9. Щербак В.І. Фітопланктон / В.І. Щербак // Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / За ред. В.Д. Романенка. – К.: ЛОГОС, 2006. – С. 8–27.
10. Щербак В.І. Содержание хлорофилла *a* в фитопланктоне водоемов урбанизированных территорий / В.І. Щербак, Л.А. Сиренко, Н.Е. Семенюк // Гидробиол. журн. – 2007. – Т. 43, № 3. – С. 67–80.
11. Ahlgren G. Limnological studies of lake Norrviken, a eutrophicated Swedish lake. 2. Phytoplankton and its production / G. Ahlgren // Schweiz. J. Hydrobiol. – 1970. – Vol. 32, N 2. – P. 353–396.

В.І. Щербак, Н.Е. Семенюк

Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

ФУНКЦИОНАЛЬНАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ФИТОПЛАНКТОНА ВОДОЕМОВ МЕГАПОЛИСА

Определены основные функциональные показатели фитопланктона водоемов г. Киева. Установлено, что зависимость между биомассой фитопланктона и содержанием хлорофилла "а" в водоемах мегаполиса не имеет прямолинейного характера, что связано с высоким уровнем их трофности, а также влиянием природных и антропогенных факторов.

Ключевые слова: фитопланктон, водоемы мегаполиса, биомасса, хлорофилл а

V.I. Shcherbak, N.E. Semenyuk

Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

FUNCTIONAL DESCRIPTION PHYTOPLANKTON OF RESERVOIRS OF MEGAPOLIS

The paper deals with the main functional characteristics of phytoplankton in the water-bodies of Kyiv. The correlation between phytoplankton biomass and chlorophyll *a* concentration in megapolis's water-bodies is not direct, which is explained by their high trophic status and natural and human factors' impact.

Key words: phytoplankton, reservoirs of megapolis, biomass, chlorophyll a

УДК [(576.89:594.125):591.53]

В.І. ЮРИШИНЕЦЬ, Ю.С. ІВАСЮК, Н.В. ЗАІЧЕНКО

Інститут гідробіології НАН України

пр-т Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210

СИМБІОЦЕНОЗ МОЛЮСКІВ *DREISSENA POLYMORPHA* (PALLAS) У ВОДОЙМІ-ОХОЛОДЖУВАЧІ ХМЕЛЬНИЦЬКОЇ АЕС

Наведено результати досліджень симбіоценозу молюсків *Dreissena polymorpha* в водоймі-охолоджувачі Хмельницької АЕС. Відзначено відсутність у видовому складі симбіоценозу більшості облигатних видів.

Ключові слова: симбіоценоз, Dreissena polymorpha, водойма-охолоджувач

Проблема дослідження видового складу та закономірностей формування симбіотичних угруповань інвазивних видів є актуальною з точки зору з'ясування можливих наслідків їх вселення в

екосистеми-реципієнти. Нажаль, дослідженням симбіофауни інвазивних видів приділяється недостатньо уваги, а роботи комплексного та узагальнюючого характеру практично відсутні [4]. Серед видів-вселенців значну увагу в останні десятиліття привертають представники понто-каспійської фауни з родини Dreissenidae: *Dreissena polymorpha* (Pallas) і *Dreissena bugensis* Andrusov. Ця увага викликана, переважно, проникненням вказаних молюсків у водойми різних континентів та їх активною експансією, що призводить до суттєвих змін у місцевих гідроекосистемах [16]. Поступово займаючи домінантне становище у макрозообентосі та перифітоні, дрейсена створює суттєві біоперешкоди у водокористуванні та витісняє аборигенні види фільтраторів [8, 15]. Саме цей негативний вплив дрейсен на водні екосистеми і став поштовхом до вивчення симбіонтів цих молюсків з метою пошуку ефективних біологічних регуляторів їх чисельності [13]. Паразитологічні дослідження молюсків *D. polymorpha* у водоймі-охолоджувачі Хмельницької АЕС були розпочаті у червні 2005 р. у зв'язку з виникненням суттєвих біологічних перешкод роботі станції, викликаних спалахом чисельності популяції *D. polymorpha*.

Матеріал і методи досліджень

Молюсків *D. polymorpha* відбирали з проб макрозообентосу та перифітону під час комплексних досліджень гідробіологічного режиму водойми-охолоджувача Хмельницької АЕС, очолюваних д.б.н., проф. О.О. Протасовим. Дослідженнями були охоплені всі частини водойми-охолоджувача та тривали з червня 2005 р. до жовтня 2007 р. Молюски піддавались повному паразитологічному розтину. Розтини здійснювали під стереомікроскопом (20–70X), згідно стандартних методик. Мікропрепарати аналізували під світловим мікроскопом, використовуючи при необхідності методи інтерференційного контрасту (450–1000X). При визначенні систематичного положення симбіонтів користувались визначниками та спеціалізованими науковими роботами [2, 5, 9, 14].

Результати досліджень та їх обговорення

У складі симбіоценозу *D. polymorpha* за час досліджень переважно реєстрували факультативних вільноживучих симбіонтів, які мешкали у мантийній порожнині молюсків – вільноживучих інфузорій, нематод, коловерток, олігохет, водяних кліщів, личинок хірономід та ін. Також у мантийній порожнині молюсків виявляли велігерів дрейсен (як живих, так і загиблих).

Постійно, але з низькими показниками інвазії (екстенсивність інвазії (EI) – до 4%, інтенсивність інвазії (II) – 1 екз./особину), у складі симбіофауни дрейсен реєстрували трематоду (аспидогастрею) *Aspidogaster limacoides* Deising. Припускаємо, що цей вид паразитів уже був присутній у складі паразитофауни риб водойми до вселення та розвитку в ньому дрейсени, бо він є звичайним паразитом різних коропових, які, ймовірно, і є його основними хазяями у водоймах України [7, 12].

Паразитологічні дослідження дрейсен за період з червня 2005 по жовтень 2007 р. не виявили істотних змін у видовому складі симбіонтів молюсків *D. polymorpha* та кількісних показниках їх розвитку. Симбіотичні організми не виявлені лише у скидному каналі Хмельницької АЕС, ймовірно, через вплив критично високої температури.

Показники інвазії симбіонтами зазнавали закономірних сезонних змін з максимумом у літній сезон (рис. 1).

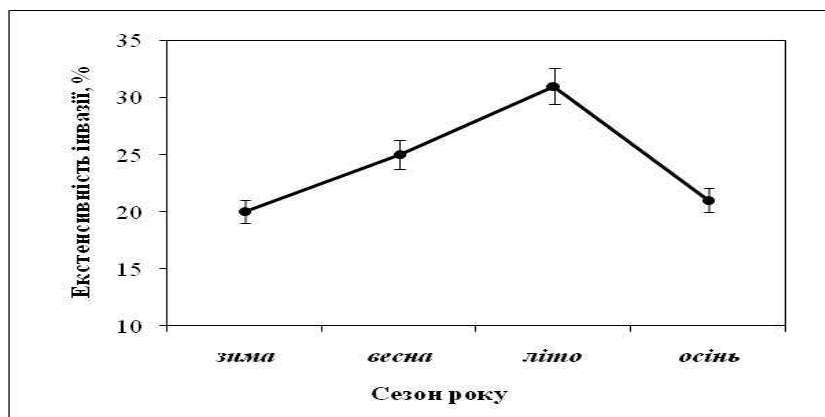


Рис. 1. Сезонні зміни екстенсивності інвазії молюсків *D. polymorpha* симбіотичними організмами (ВО ХАЕС, 2006 р.)

Дослідження показників інвазії в залежності від глибин мешкання дрейсен дозволяє припустити, що найбільш сприятливими для основних симбіонтів молюсків цього виду в умовах ВО ХАЕС (інфузорії, коловертки, нематоди, хірономіди) є глибини 2-6 м (рис. 2).

Протягом досліджень не було виявлено характерних для симбіоценозу *D. polymorpha* інфузорій родів *Conchophthirus*, *Ophryoglena*, *Hypocotagalma*, *Sphenophrya*, партеніт та церкарій трематод *Viscephalus polymorphus* Baer, метациркарій трематод род. *Echinostomatidae* та ін. [10].

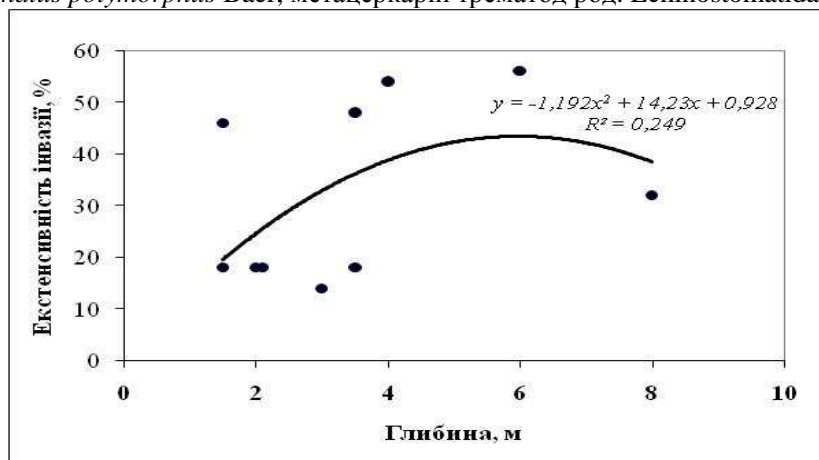


Рис. 2. Екстенсивність інвазії молюсків *D. polymorpha*, які мешкають на різних глибинах ВО ХАЕС (літо 2006 р.)

Дослідження симбіофауни інших видів двостулкових і черевоногих молюсків з водойми-охолоджувача показали присутність звичайних для водойм України видів паразитичних організмів – трематод, дефінітивними хазяями яких є риби, земноводні, птахи. І хоча деякі з цих видів симбіонтів здатні використовувати в своїх життєвих циклах дрейсен як проміжних хазяїв (родина *Echinostomatidae*), але за період наших досліджень цього явища не спостерігали.

Експериментальні дослідження показали здатність дрейсен з популяції водойми-охолоджувача Хмельницької АЕС інвазуватися специфічним для молюсків роду *Dreissena* видом інфузорій *Conchophthirus acuminatus* Clar. Lachm [11]. Цей симбіотичний вид є звичайним для популяцій *D. polymorpha* з інших водойм України та світу [10]. Експериментальне зараження молюсків інфузоріями спостерігали за різних умов температури та швидкості течії води [11].

На нашу думку, симбіоценоз виду-вселенця, у даному випадку – молюсків *D. polymorpha* – після потрапляння у екосистему-реципієнт знаходиться під впливом двох процесів: 1) пресу аборигенних симбіонтів, які прагнуть використати нового хазяїна для реалізації своїх життєвих циклів; 2) функціонування власних інвазивних симбіонтів для реалізації своїх життєвих циклів. Результатом цих процесів є новий симбіоценоз, який формується, ймовірно, дещо пізніше, ніж інвазивний вид повністю буде включений в енергетичні потоки екосистеми. При цьому проникнення на личинкових стадіях завжди супроводжує менше різноманіття складових симбіоценозу ніж вселення дорослих організмів (виходячи з загальних паразитологічних закономірностей [1]). Для молюсків дрейсен остаточне формування характерного симбіотичного угруповання за деякими спостереженнями відбувається на 9-10 рік з часу вселення [3].

Наші дані підтверджують припущення, що молюски *D. polymorpha* потрапили до водойми-охолоджувача Хмельницької АЕС на личинковій стадії. Про це свідчить, зокрема, відсутність широко розповсюдженого в популяціях молюсків роду *Dreissena* виду мезобіонтних інфузорій – *C. acuminatus*.

Цікавим є факт постійної присутності в складі симбіотичного угруповання дрейсен виду *A. limacoides*. Це може свідчити про існування давніх еволюційних пристосувань як паразита, так і відповідних умов в організмі хазяїна, що деякими дослідниками вважається одним з первинних хазяїв цього виду [6].

Загалом, симбіотичне угруповання молюсків *D. polymorpha* у водоймі-охолоджувачі Хмельницької АЕС знаходиться на початкових стадіях свого формування. За аналогією з подібними угрупованнями, які існують більш тривалий час, можна прогнозувати, що симбіоценоз буде розвиватися в напрямку збільшення видового багатства (появи нових характерних видів симбіонтів), зростання показників екстенсивності та інтенсивності інвазії.

Можна прогнозувати зростання показників інвазії аспідогастреєю *A. limacoides* як дрейсен, так і молюскоїдних риб. Так, зростання показників інвазії риб цим видом в басейні р. Дніпро [7] може бути пов'язане з інтенсивним розвитком молюсків р. *Dreissena* у дніпровських водосховищах.

Також можна прогнозувати зростання інвазії водоплавних птахів (що використовують моллюсків в їжу – качині та ін.) трематодами род. Echinostomatidae. Партеногенетичні покоління трематод цієї родини були виявлені нами у водоймі-охолоджувачі у червононогих моллюсків, а дрейсени можуть відігравати для них роль других проміжних хазяїв [13].

Висновки

1. Симбіоценоз моллюсків *D. polymorpha* у водоймі-охолоджувачі Хмельницької АЕС знаходиться на початкових етапах свого формування. Відсутність ряду специфічних видів симбіонтів підтверджують гіпотезу вселення моллюсків до водоймі-охолоджувача на личинковій стадії.
2. Моллюски *D. polymorpha* використовуються в якості мікробіотопів різноманітними вільноживучими гідробіонтами. Ступінь використання популяції дрейсен змінюється в залежності від сезону року та глибини мешкання моллюсків.
3. Знахідки аспідогастреї *A. limacoides* та вдалі експерименти по інвазуванню моллюсків інфузоріями *C. acuminatus* свідчать про потенційну здатність симбіоценозу моллюсків *D. polymorpha* у водоймі-охолоджувачі Хмельницької АЕС до збільшення видового багатства та показників кількісного розвитку симбіонтів.

1. Догель В.А. Общая паразитология / В.А. Догель. – Л.: Из-во ЛГУ, 1962. – 464 с.
2. Здун В.І. Личинки трематод у прісноводних моллюсків України / В.І. Здун. – К.: Вид-во АН УРСР, 1961. – 143 с.
3. Мостицкий С.Э. Эндосимбионты двусторчатого моллюска *Dreissena polymorpha* Pallas в водоемах Беларуси : автореф. дис. ... канд. биол. наук.: 03.00.18 “Гидробиология” / С.Э. Мостицкий. – Минск, 2004. – 22 с.
4. Мачкевский В.К. Настоящее и будущее морской паразитологии в Украине / Мачкевский В.К., Гаевская А.В. // Экология моря. – 2004. – Вып. 65. – С. 41–50.
5. Скрябин К.И. Трематоды подкласса *Aspidogastrea* Faust et Tang, 1936 / К.И. Скрябин // Трематоды животных и человека. Основы трематодологии. – М.: Изд-во АН СССР, 1952. – Т. VI. – С. 7–147.
6. Тимофеева Т.А. Морфология, биология и жизненные циклы двух представителей рода *Aspidogaster* R. Baer : автореф. дис. ... канд. биол. наук.: 03.00.19 “Паразитология” / Т.А. Тимофеева. – Ленинград, 1972. – 17 с.
7. Беспозвоночные и рыбы Днепра и его водохранилищ / Л.Н. Симбалева, П.Г. Сухойван, М.И. Черногоренко [и др.]; отв. ред. В.И. Щербак. – К.: Наук. думка, 1989. – 248 с..
8. Харченко Т.А. Дрейссена: ареал, экология, биопомехи / Т.А. Харченко // Гидробиол. журн. – 1995. – Т. 31, № 3. – С. 3–10.
9. Черногоренко М.И. Личинки трематод в моллюсках Днепра и его водохранилищ / М.И. Черногоренко. – К.: Наук. думка, 1983. – 410 с.
10. Юришинец В.И. Симбионты моллюсков рода *DREISSENA* / В.И. Юришинец // Дрейссениды: эволюция, систематика, экология. Лекции и мат-лы док. I-ой Междунар. школы-конф. Ин-т биол. внутренних вод им. И.Д. Папанина. 28 окт. – 1 ноября 2008. – Борок: ООО «Ярославский печатный двор», 2008. – С. 43–51.
11. Юришинец В.И. Экспериментальное заражение вселившегося в водоем-охладитель Хмельницкой АЭС моллюска *Dreissena polymorpha* (BIVALVIA: DREISSENIDAE) инфузорией *Conchophthirus acuminatus* (CILIOPHORA: OLIGOHYMENOPHOREA) / В.И. Юришинец, Ю.С., Ивасюк, Н.А. Красуцкая // Гидробиол. журн. – 2007. – Т. 43, № 5. – С. 110–118.
12. Юришинец В.І. Симбіофауна моллюсків роду *Dreissena* у водоймах України / В.І. Юришинец, М.О. Овчаренко, Д.П. Курандіна, Л.В. Низовська // Таврійський наук. вісн. 36. наук. праць. – 2003. – Вип. 29 (спец.). – С. 255–258.
13. Molloy D.P. Natural Enemies Of Zebra Mussels: Predators, Parasites, and Ecological Competitors / D.P. Molloy, A.Y. Karatayev, L.E. Burlacova, D.P. Kurandina // Reviews in Fisheries Science. – 1997. – Vol. 5, N1. – P.17–97.
14. Raabe Z. Ordo Thigmotricha (Ciliata-Holotricha) IV. Familia Thigmophriidae / Z. Raabe // Acta Protozool. – 1971. – Vol. IX. – P. 121–170.
15. Schloesser D.W. Zebra mussel infestation of unionid bivalves (Unionidae) in North America / D.W. Schloesser, T.F. Nalepa, G.L. Mackie // Am. Zool. – 1996. – Vol. 36. – P. 300–310.
16. Strayer D.L. Effects of alien species on freshwater mollusks in North America / D.L. Strayer // J. N. Am. Benthol. Soc. – 1999. – Vol. 18. – P.74–98.

В.І. Юришинець, Ю.С. Івасюк, Н.В. Заиченко

Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

СИМБІОЦЕНОЗ МОЛЛЮСКОВ *DREISSENA POLYMORPHA* (PALLAS) В ВОДОЕМЕ-ОХЛАДИТЕЛЕ ХМЕЛЬНИЦЬКОЇ АЕС

Приведены результаты исследований симбиоценоза моллюсков *Dreissena polymorpha* в водоёме-охладителе Хмельницкой АЭС. Отмечено отсутствие в видовом составе симбиоценоза большинства облигатных видов.

Ключевые слова: симбиоценоз, *Dreissena polymorpha*, водоем-охладитель

V.I. Yurishinets', Yu.S. Ivasyuk, N.V. Zayshchenko

Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

SYMBIOTIC COMMUNITY MUSSEL OF *DREISSENA POLYMORPHA* (PALLAS) IN
RESERVOIR-COOLER OF KHMELNITSKAYA NPP

The results of investigations of a symbiotic community of zebra mussel *Dreissena polymorpha* in the cooling-pond of Khmel'nitskaya NPP were presented. The absence of the greater part of obligate species in the species content was detected.

Key words: symbiotic community, Dreissena of polymorpha, reservoir-cooler

УДК [591.524.11:574.63](083)(282.247.324)

В.Ю. ЯВОРСЬКИЙ

Інститут гідробіології НАН України

пр-т Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210

ДОСЛІДЖЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ТРАНСКОРДОННОЇ ДІЛЯНКИ ДЕСНИ ЗА ПОКАЗНИКАМИ МАКРОФАУНИ

У роботі представлена детальна характеристика донної фауни руслової ділянки Десни і гирла її притоки р. Судость; обробка матеріалу проведена з використанням сучасних методик з врахуванням міжнародних стандартів і вимог ВРД.

Ключові слова: макрозообентос, макрофауна, дрифт, чисельність, біомаса, сапробність

Десна є транскордонною річкою, тому особливий сенс має вивчення екологічної ситуації в її басейні на ділянці, суміжній з Росією, оскільки досить важливо знати якість води що потрапляє на територію України.

Метою роботи була оцінка екологічного стану річки за показниками макрофауни з використанням загальноприйнятих сучасних методик [2, 5], які є такими, що відповідають принципам Гельсінської конвенції “Про охорону і раціональне використання транскордонних водотоків і міжнародних озер”[1].

Матеріал і методи досліджень

Матеріалом для цієї роботи були використані 30 проб зообентосу та дрифту донних безхребетних які відбирались на транскордонній ділянці в руслі Десни біля селищ Біла Берізка, Муравей і Камінь та гирлі р. Судость в 1986 р., 1999, 2000, 2001 та 2003 рр.

Бентосні проби відбирали за стандартною методикою [4, 6]. Проби дрифту брали з допомогою спеціальних дрифтових уловлювачів, що встановлювались на течії на висоті 5 см над ґрунтом [4, 6]. Визначення видового складу проводили за допомогою мікроскопів МБС – 9 і «БІОЛАР» – Р-6. Організми зважували на технічних, торсійних і аналітичних вагах після просушування їх на фільтрувальному папері.

При аналізі опрацьованого матеріалу використовували індекси сапробності зообентосних організмів, розраховані за методикою Пантле-Букк (Р@В) [4, 6], індекс Гуднайта-Уїтлея (ГУ) [4] та індекс Вудівіса (ТВІ) [2, 5].

Результати досліджень та їх обговорення

На транскордонній ділянці річки Десна у вересні 1986 р. зообентос було відібрано на території Росії в районі с. Біла Берізка. До першої проби, яку було відібрано на піщаному дні, потрапили молюски – *Lithoglyphus naticoides*, *Pisidium amnicum* і *Sphyridae* – та личинки хірономід – *Polypedilum bicrenatum*, *P. Scalaenum*. До другої проби (на замуленій ділянці річки), окрім вищезазначених таксонів, потрапили – *Oligochaeta* з родини *Tubificidae*, але в дуже малій кількості. До молюсків додався вид *Viviparus viviparus*, який значно домінував за чисельністю (51%) і біомасою (94%). Личинки хірономід взагалі були представлені іншими видами – *Lipiniella arenicola*, *Chironomus plumosus* і *Ch. heterodontatus*. Кількісні показники цілком природно були вищими на замуленому дні і складали 3,5 тис. екз./м² і 3291,9 г/м² проти 0,4 тис.екз./м² і 31,025 г/м² – на піщаному. Індекси сапробності, обчислені за методикою Пантле-Букк, дорівнювали тут 2,0 на чистому піску і 2,2 – на

замуленому. Показники індексу Вудівіса (TBI, Trent Biotic Index) мали значення 2 і 3 відповідно, індекс Гуднайта-Уітлея (ГУ) для проби, яку було відібрано на чистому піску, не міг бути визначеним через відсутність олігохет.

Біля с. Муравей в липні 1999 р. до складу бентосу входили *Nematoda*, *Chironomidae* – *Cryptochironomus macropodus*, *C. defectus*, *Polypedilum* sp. та *Corophiidae*. Домінуючою групою були личинки хірономід, серед яких найчисельнішим був вид *Cryptochironomus macropodus* (1,5 тис.екз./м²). Індеси сапробності становили 1,9, TBI в складав 2, ГУ – не визначався.

Проба зообентосу, яку було відібрано на чистому піску вище впадіння притоки Судость влітку 2003 р., була досить бідною за вмістом безхребетних, загальна чисельність яких складала 0,6 тис. екз./м² при біомасі 0,08 г/м². Вона містила виключно реофільні види – *Propappus volki* з олігохет і *Cladotanytarsus mancus* та два види з роду *Cryptochironomus* з хірономід. Склад дрифту в тому ж місці був різноманітнішим – *Hydrozoa*, *Crustacea*, *Oligochaeta* (родина *Naididae*) та багато видів личинок хірономід – *Cryptotopus algarum*, *Limnochironomus nervosus*, *Lipiniella arenicola*, *Stempellina bausei*, *Ortocladius potamophilis*, *Eukiefferiella bicolor* Zett, *Cladotanytarsus mancus*, *Thienimaniella* sp. Домінуючою групою були *Chironomidae*. Їх кількість складала 50% від загальної у зообентосі та більше 70% – у дрифті. Індекс сапробності, обчислений за методом Пантле-Букк, склав 1,4, TBI – дорівнював 2; ГУ – 33,3.

Кількісні показники макрзообентосу нижче впадіння Судості були значно вищими, ніж вище, і складали 5,3 тис. екз./м² та 8302,42 г/м² з молюсками, 4,5 тис. екз./м² та 2,13 г/м² без них. До складу донної фауни входили: олігохети роду *Limnodrilus*; *Chironomidae* – *Polypedilum scalaenum*, *Limnochironomus nervosus*, *Rheotanytarsus exiguus*, *Cladotanytarsus mancus*; черевоногі та двостулкові молюски – *L. naticoides*, *Viviparus viviparus*, *V. contectus*, *Unio tumidus*. Домінуючою групою також були личинки хірономід, чисельність яких досягала більше 60% від загальної. Біомаса молюсків склала 99,98% від загальної маси. До складу дрифту входили *Hydrozoa*, *Nematoda*, *Ephemeroptera*, *Simuliidae*, олігохети з родини *Tubificidae* та виду *Stylaria lacustris*, а також личинки хірономід – *Rheotanytarsus exiguus*, *Eukiefferiella bicolor*, *Thienimaniella* sp. Індекс сапробності був більшим, ніж вище за течією, та дорівнював 1,85, TBI складав 3; ГУ – 24,5.

Після впадіння р. Судость біля с. Камінь зообентос Десни стає різноманітнішим. До його складу в липні 1999 р. входили *Nematoda*, *Chironomidae*, *Oligochaeta*, *Ephemeroptera*, *Corophiidae*, *Trichoptera*. Прибережну зону населяли молюски – *Lithoglyphus naticoides*, *Viviparus viviparus*, *Sphaerium corneus*, *Unio pictorum*, які домінували за чисельністю та біомасою. Загальні кількісні показники досить суттєво відрізнялися між собою. В центрі річки вони були досить невеликими – 0,5 тис. екз./м² і 0,02 г/м² і значно вищими по берегах. Так, на лівому березі чисельність становила 1,2 тис. екз./м², а біомаса – 2679,24 г/м², з правого, відповідно, – 8,5 тис. екз./м² і 119,45 г/м². Цілком природно, що основну частку маси складали молюски, на що було вже вказано вище. Індеси сапробності були невисокими і дорівнювали 2,1 по обох берегах річки. В пробу, що її було відібрано восени 2000 р., потрапили тільки личинки хірономід в дуже невеликій кількості (200 екз./м²).

До складу зообентосу, відібраного в 2001 р., входили 4 види *Oligochaeta*, 7 видів личинок, а також лялечки *Chironomidae*, *Isopoda*, черевоногі і двостулкові *Mollusca*. Кількісні показники були найвищими і складали: чисельність – 9300 екз./м², біомаса – 13006,42 г/м², в основному за рахунок молюсків виду *Lithoglyphus naticoides*.

На ділянці замуленого піску на правому березі річки біля с. Камінь влітку 2003 р. до проби зообентосу потрапили *Nematoda*, *Oligochaeta* з роду *Limnodrilus* та *Stylaria lacustris*, *Ephemeroptera*, *Chironomidae*, молюски – *Lithoglyphus naticoides*, *Viviparus viviparus*, *Unio pictorum* та ін. Загальна кількість безхребетних склала 4,8 тис. екз./м², 93% біомаси склали двостулкові молюски з роду *Unio* – 14624,32 г/м². Проба зообентосу з середини Десни була набагато біднішою за видовим складом (*Oligochaeta*, *Chironomidae*, *Simuliidae*) та кількісними показниками – 0,4 тис. екз./м² і 0,07 г/м². На лівому березі Десни біля с. Камінь донні відклади складав шар глини. Видовий склад зообентосу був подібний до того, що був відібраний на правому березі річки. Він містив такі ж групи безхребетних за винятком одноденок, яких змінили *Corophiidae*. Загальна чисельність донних безхребетних склала 5,3 тис. екз./м², біомаса – 29249,06 г/м² (99% біомаси – *Unionidae*). Сапробність була такою ж, що і у 1999 р., її індеси дорівнювали 2,1 по правому березі річки, 1,99 – по лівому та 2,0 – посередині, TBI мав значення 3 – з лівого боку річки, 1 – у її центрі та 7 – з правого; ГУ – було визначено тільки для правобережної проби (2,35).

В гирлі р. Судость в липні 1999 р. траплялися губки, нематоди, олігохети, п'явки, гамариди, корофіїди, личинки хірономід, молюски. Зообентос мав полідомінантний характер. Проба, відібрана в травні 2001 р., була набагато меншою за кількісним вмістом донних безхребетних. Її

чисельність сягала тільки 2,9 тис.екз./м², а біомаса 62,16 г/м². До видового складу входили – гідри, водяні кліщі, олігохети, які були домінуючою групою за чисельністю, що становила 1,2 тис. екз./м², личинки хірономід, волохокрильці, черевоногі та двостулкові молюски, маса яких була досить невеликою – 4,0 г/м².

Проба 2003 р.була ще біднішою. До її складу входили тільки олігохети роду *Limnodrilus*, молюски *L. naticoides* та личинки хірономід, які становили 63% від загальної кількості безхребетних, що дорівнювала 2,7 тис.екз./м² при біомасі 2,29 г/м². Видове різноманіття личинок хірономід було досить високим: *Harnischia fuscimanus*, *Paratendipes intermedius*, *Glyptotendipes caulicola*, *Polypedilum scalaenum*, *Polypedilum convictum* та *Cladotanytarsus mancus*.

До дрифтових уловлювачів, які були встановлені біля тієї ділянки дна, з якої відбирався зообентос, потрапили інші види безхребетних. Це: *Hydroarachna geographica*, *Ch. plumosus* і *Thienimaniella* із личинок хірономід, *Heleidae* та *Coleoptera*. Індекси сапробності, що були обчислені за методикою Пантле-Букк в гирлі Судості, мали значення: у 1999 р. – 2,3; у 2001 р. – 1,98, в 2003 р. – 1,9. Значення ТБІ – 7, ГУ – 33,8.

Слід зауважити, що зообентос руслової ділянки Десни в районі селища Біла Берізка досліджувався ще у 60-тх рр. минулого сторіччя [3]. На той час його кількісні показники склали: 5,7 тис.екз./м² та 2,37 г/м². До таксономічного складу входили олігохети, личинки хірономід, одноденки та деякі інші безхребетні, домінуючою групою безперечно були *Oligochaeta*, чисельність яких складала 85,6 %, а біомаса – 84,4 % від загальної. Донну фауну складали оліго- та β-мезасапробні організми, ГУ складав 85,6; ТБІ – приблизно дорівнював 6-ти, оскільки до видового складу 60-х років ХХ-го ст. входять *Ephemeroptera*.

Таблиця 1

Середні показники якості води за зообентосом у руслі Десни на транскордонній ділянці

Пункти	с. Біла Берізка		с. Муравей	Район гирла р. Судость	с. Камінь			
роки	60-ті р.	1986 р.	1999 р.	2003 р.	1999 р.	2000р.	2001 р.	2003 р.
Р&В	β-мез	2,2	2,3	2,8	2,1	–	2,4	2,0
ГУ	85,6	2,9	–	15,2	2,35	–	58,1	39,2
ТБІ	6	3	2	3	4	2	6	5

Отримані результати (табл. 1) дозволяють стверджувати, що екологічна ситуація із 60-х рр. ХХ-го ст. за показниками ТБІ дещо погіршалася, а за індексом Гуднайта-Уітлея – поліпшилася, сапробність лишилась незмінною. Усереднений індекс сапробності дорівнює 2,2, його коливання в той, чи в інший бік дуже невелике. Усереднене значення ТБІ складає 4, але його значення в різних пробах дуже відрізняється.

Висновки

Співставляючи отримані результати з матеріалами «Методики екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями» та Класами якості, що рекомендовані ВРД [1], можна прийти до висновку, що вода у руслі Десни на транскордонній ділянці за індексом сапробності належить до III класу, Moderate (moderately impaired quality); є слабо забрудненою. Показник ТБІ є дещо нижчим і вказує на IV клас якості – брудна; Poor (severely impaired biological quality).

1. Афанасьев С.А. Развитие европейских подходов к биологической оценке состояния гидроекосистем в мониторинге рек Украины / С.А. Афанасьев // Гидробиол. журн. – 2001 – Т. 35, № 5 – С. 3–18.
2. Афанасьев С.А. Методика оценки экологических рисков, возникающих при воздействии источников загрязнения на водные объекты / Афанасьев С.А., Гродзинский М.Д. – К., АйБи. – 2004. – 59 с.
3. Десна в межах України. – К.: Наук. думка, 1964. – С. 102–126.
4. Макрушин А.В. Биологический анализ качества вод / А.В. Макрушин // Унифицированные методы исследования качества вод. – Л., 1974. – 60 с.
5. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / В.Д. Романенко, В.М. Жукинський, О.П. Оксіюк [та ін.]. – К: Символ – Т, 1998. – 28 с.
6. Унифицированные методы исследования качества вод. Методы биологического анализа качества вод. – Приложение 1. Индикаторы сапробности. – Ч. 3. – М.: СЭВ, 1977. – 124 с.

В.Ю. Яворский

Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

ИССЛЕДОВАНИЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ТРАНСГРАНИЧНОГО УЧАСТКА
ДЕСНЫ ПО ПОКАЗАТЕЛЯМ МАКРОФАУНЫ

В работе представлена подробная характеристика донной фауны руслового участка Десны и устья ее притока р. Судость; обработка материала проведена с использованием современных методик с учетом международных стандартов и требований ВРД.

Ключевые слова: макрозообентос, макрофауна, дрейф, численность, биомасса, сапробность

V.Yu. Yavorskiy

Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

INVESTIGATION OF ECOLOGICAL STATE OF THE TRANSBOUNDARY SECTION OF THE
DESNIA RIVER ACCORDING CHARACTERISTICS OF MACROFAUNA

The paper considers detail characteristic of bottom fauna of the Desna river and mouth of its tributary Sudost. The modern methods have been applied with account of the international standards and requirements of the Water Framework Directive.

Key words: macrozoobenthos, macrofauna, drift, numerical density, biomass, saprobity

УДК 574.5 (574.58:005.962)(285.32)

В.М. ЯКУШИН, В.І. ЩЕРБАК, Ю.В. ПЛІГІН, Н.В. МАЙСТРОВА

Інститут гідробіології НАН України,

пр-т Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210

ОЦІНКА СТАНУ БІОТИ КИЇВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА В ЗИМОВИЙ ПЕРІОД 2010 РОКУ

Досліджено структурно-функціональну організацію та просторовий розподіл бактеріопланктону, фітопланктону й макрозообентосу в Київському водосховищі за екстремальних гідрометеорологічних умов зими – початку весни 2010 р.: стійкого суцільного льодоставу, глибокого дефіциту розчиненого у воді кисню, спрацювання водосховища до рівня мертвого об'єму.

Ключові слова: Київське водосховище, льодостав, дефіцит кисню, бактеріопланктон, фітопланктон, макрозообентос

Київське водосховище – головне (верхнє) у Дніпровському каскаді – знаходиться на межі лісової та лісостепової природної зони, що значною мірою обумовлює відмінності його гідрологічного і гідротермічного режиму порівняно з водосховищами, розташованими південніше. Початок льодоставу зазвичай припадає на початок грудня, а руйнування льоду відбувається в другій половині березня, тобто протягом 3-х місяців Київське водосховище вкрито льодом, що перешкоджає інвазії кисню у товщу води та вітрохвильовому перемішуванню водних мас. У водосховище надходять дві генетично різні водні маси: прип'ятська з низьким (особливо взимку) вмістом кисню, високою концентрацією гумусових речовин, солей заліза та марганцю, а також дніпровська – з більш сприятливими гідрохімічними характеристиками. За таких умов узимку в товщі води водосховища може відбуватися значне зниження концентрації кисню, зумовлене також і низьким фотосинтезом фітопланктону та постійним споживанням кисню донними відкладами [1].

Взимку 2009–2010 рр. льодоутворення на Київському водосховищі розпочалося з середини грудня, а в січні, незважаючи на відлиги, лід потовщився до 25–55 см і був вкритий шаром у 20–40 см снігу, що майже цілком перешкоджало фотосинтезу водоростевих угруповань. Одночасно у водосховище почали надходити води р. Прип'ять з дуже низьким (до 2 мг/дм³) вмістом кисню. Отже, наприкінці лютого – початку березня 2010 р. по всій акваторії Київського водосховища за умов потужного льодоставу розвинулося явище задухи.

Потужний сніговий покрив у басейні Дніпра зумовив можливість високого водопілля, що могло спричинити вздовж Дніпра підтоплення населених пунктів, промислових зон,

сільськогосподарських угідь. За таких умов протягом зими – першої декади березня відбулося спрацювання Київського водосховища – майже до рівня мертвого об'єму (РМО), що дозволяється у виключних ситуаціях [3]. Отже, осушення зазнало понад 200 км² акваторії Київського водосховища, на яку осідав льодовий покрив. При такому рівні води у водосховищі й низькій весняній температурі льодовий панцир почав поступово руйнуватися лише на початку квітня.

Метою повідомлення є оцінка впливу несприятливих гідрометеорологічних умов, що виникли у зимово-весняний період 2010 р., на стан деяких компонентів біоти Київського водосховища.

Матеріал і методи досліджень

В роботі використані результати досліджень бактеріо-, фітопланктону та макрзообентосу на мілководдях в районі сіл Лебедівка і Страхолісся та в нижній глибоководній частині водосховища. Збір та обробка натурного матеріалу здійснювалися згідно з [2].

Результати досліджень та їх обговорення

Бактеріопланктон. Загальна чисельність бактеріопланктону (БП) у поверхневих горизонтах лебедівських мілководь і пелагіалі нижньої частини водосховища знаходилась в межах 2,00 млн. кл/мл та була вищою на мілководдях с. Страхолісся – 3,30 млн. кл/мл. Вищими величинами характеризувався і вміст сапрофітних бактерій – 440 кл/мл; на інших станціях цей показник був значно нижчим – 80–180 кл/мл.

Аналогічна закономірність у просторовому розподілі притаманна й бактеріям групи кишкової палички. Максимальні величини (2000 кл/дм³) відмічені на страхоліських мілководдях, значно нижчі показники (200–500 кл/дм³) – на інших досліджуваних біотопах. Вертикальний розподіл усіх проаналізованих показників БП у нижній частині пелагіалі водосховища не дає статистично достовірних відмінностей прямої чи оберненої стратифікації. Наприклад, загальна чисельність бактерій у поверхневому шарі води становила 2,00, в середньому – 2,70, у придонному горизонті – 1,60 млн. кл/мл.

Фітопланктон. Таксономічне різноманіття зимового фітопланктону (ФП) представлено 43 видами і внутрішньовидовими таксонами (в. в. т.) водоростей. У флористичному спектрі домінували Chrysophyta (66%), Cyanophyta та Chlorophyta (по 21%); субдомінантами виступали Euglenophyta і Cryptophyta (по 12%). Найвище різноманіття ФП зареєстровано на лебедівських мілководдях – 26 в. в. т. (61%), у нижній частині – 54%, на мілководдях с. Страхолісся – до 26% флористичного різноманіття.

Структурна організація ФП цих біотопів також суттєво відрізнялася у просторовому розподілі: Euglenophyta знайдено тільки в районі сіл Лебедівка (15%) і Страхолісся (9% флористичного спектру), а Cryptophyta (12–17%) і Bacillariophyta (6–9%) розвивалися лише в планктоні пелагіалі. Континуальність просторового розподілу на всіх ділянках водосховища була характерною для Cyanophyta і Chlorophyta (8–50 і 23–33% відповідно). У вертикальному розподілі фітопланктону пелагіалі найбільш різноманітно представлені угруповання поверхневого і середнього горизонту (38–28% флористичного спектру).

Важливим структурним показником екологічного стану ФП є розмір водоростевих клітин, аналіз яких показав, що домінуючі водорості представлені дрібноклітинними формами: об'єм клітин усіх представників синьозелених знаходився в межах 2–25 мкм³, зелених – 44–540 мкм³; у ці межі вкладалися об'єми діатомових та до 77% представників золотистих.

Кількісне різноманіття ФП істотно варіювало за чисельністю й біомасою: від 1,03 до 649,83 млн. кл./дм³ і 0,41–6,06 г/м³. Значна чисельність була спричинена масовим розвитком Cyanophyta, частка яких в районі с. Страхолісся і пелагіалі становила до 98%, а на лебедівських мілководдях – лише 34%. Аналогічна закономірність простежувалася й для біомаси ФП: 88–90% припадало на Cyanophyta, а в районі Лебедівки їх частка не перевищувала 1%. Максимальна чисельність і біомаса ФП біля с. Страхолісся (649,83 млн. кл./дм³ і 6,06 г/м³) зумовлена масовим розвитком Cyanophyta. Біомасу ФП лебедівських мілководь (4,42 г/м³) формували Chrysophyta та Euglenophyta (2,11 і 1,41 г/м³). У вертикальному розподілі фітопланктону достовірних відмінностей між дослідженими горизонтами встановлено не було.

Домінуючий комплекс зимового ФП (за біомасою) формували: Cyanophyta – 3, Euglenophyta – 2, Dinophyta – 1, Chrysophyta – 5 видів. Встановлена чітка дискретність кількісного розподілу ФП по ділянках водосховища: в районі Страхолісся 95% біомаси формували синьозелені *Oscillatoria agardhii* Gom. (2,67 г/м³), *Spirulina* sp. (3,66 г/м³) і *Phormidium foveolarum* (Mont.) Gom. (0,41 г/м³), що становить 43, 43 і 7% від загальної біомаси; ці види були відсутні на лебедівських мілководдях. Cyanophyta формували й домінуючий комплекс ФП нижньої ділянки водосховища. Дискретність у

просторовому розподілі була характерна і для Euglenophyta, які були знайдені лише на мілководдях Страхолиця.

Отже, домінуючий комплекс ФП мілководь в районі с. Страхолиця та пелагіалі характеризувався монодомінуванням Cyanophyta, а ФП лебедівських мілководь – полідомінантним комплексом з Euglenophyta, Dinophyta, Chrysophyta (8 в. в. т.).

Порівняльний аналіз структурно-функціональної організації зимового ФП 2010 р. з результатами аналогічних досліджень, виконаних у перші роки (1965–1967) існування водосховища [4], та наших даних за 1977–1978 та 1987 рр. вказує на таке: у 2010 р. у планктоні літоралі й пелагіалі практично відсутні Bacillariophyta, які раніше були типовим компонентом зимового ФП; інтенсивний розвиток у ФП типових бентосних форм з родів *Oscillatoria*, *Spirulina* і *Phormidium*; входження в домінуючий комплекс ФП лебедівських мілководь представників Euglenophyta; значні відмінності в просторовому розподілі максимальних і мінімальних значень чисельності (на 3 порядки) та біомаси (на 2 порядки); відсутність статистично достовірної вертикальної стратифікації у розподілі чисельності та біомаси ФП пелагіалі; домінування в планктоні літоралі й пелагіалі факультативних фототрофів (Cryptophyta, Chlorophyta) чи водоростей, для яких характерне міксотрофне живлення, – представників Cyanophyta, Euglenophyta та зелених порядку Volvocales; відмінність у структурі домінуючого комплексу досліджених мілководних ділянок та подібність мілководь верхньої ділянки з пелагіаллю верхнього б'єфу.

Отже, структурно-функціональна організація ФП у зимовий період 2010 р. суттєво відрізняється від результатів, отриманих у попередні роки. Порівняно з даними 1987 р. (перша зима після аварії на ЧАЕС, яка також характеризувалась значним сніговим та льодовим покривом), у ФП зросла частка дрібноклітинних, типово бентосних, здатних до міксотрофного живлення видів; також відмічена відсутність вертикальної стратифікації якісного та кількісного різноманіття. Можна стверджувати, що за структурно-функціональною організацією фітопланктон зими 2010 р. суттєво відрізняється від попередніх років.

Підтвердженням істотних змін в екстремальний зимовий період планктонної ланки біоти Київського водосховища є: практичний збіг просторового розподілу двох різних компонентів біоти – автотрофного (ФП) і гетеротрофного (БП); відсутність у пелагіалі прямої чи оберненої вертикальної стратифікації; збіжність максимального розвитку загальної чисельності бактерій, сапрофітних бактерій і бактерій групи кишкової палички та дрібноклітинних міксотрофних видів синьозелених і евгленових водоростей лебедівсько-страхолицьких мілководь. Очевидно, що це є одним з механізмів адаптації різних трофічних компонентів біоти до значного надходження в екосистему органічних речовин з прип'ятськими водами. За таких аномальних умов формуються потоки енергії та колообіг речовин з максимальним використанням в якості енергетичного джерела алохтонних органічних речовин.

Макрозообентос. На мілководних ділянках було знайдено значну кількість хірономід, характерних для піщаних ґрунтів літоралі: *Polypedilum bicornatum* – 2533 екз/м² та *Cladotanytarsus tancus* – 1267 екз/м² та у невеликій кількості личинки хижого *Cryptochironomus defectus* (200 екз/м²), а також олігохет *Isochaetides michaelsoni* (67 екз/м²), *Tubifex newaensis* (67 екз/м²) і оксифільну гамариду *Pontogammarus crassus* (33 екз/м²). Важливо, що тут не відмічено загиблих бентосних організмів, хоча вміст кисню становив 7% від насичення. Осушені залізобетонні конструкції були вкриті загиблою дрейсною, причому на нижніх рівнях домінували особини 2–3 років. Тобто значне зниження рівня води в березні 2010 р. було більшим, ніж в останні 1–2 роки, що призвело до загибелі цих молюсків в усій осушеній зоні водосховища.

На глибоководних станціях донні відклади сформовані потужним шаром чорного глинистого мулу, який характеризується збідненням бентосом, стійким до несприятливого кисневого режиму. Не стали винятком і отримані дані проб с цього біотопу, де знайдено лише 50 екз/м² личинок хірономід *Chironomus plumosus* та 100 екз/м² *Procladius ferrugineus* і виявлено 150 екз/м² типової пелофільної олігохети *Limnodrilus hoffmeisteri*. Як і на літоральних станціях, у пелагіалі мертвих бентосних організмів не було виявлено.

Після танення льоду та просихання мілководних ділянок більшість бентосних організмів буде приречена на загибель. На глибоководних біотопах в умовах дефіциту кисню виникає загроза загибелі високопродуктивних ценозів дрейсен, що в дуже подібній екологічній ситуації відбулося у 1987 р., коли після зимової задухи були виявлені маси друз дрейсен, що знаходилися у стані розкладання. Тоді ж загинули й не траплялися протягом 1987 р. асоційовані у ценозах дрейсени вищі ракоподібні – гамариди. Втім, у наступному році відбулося відновлення ценотичних угруповань як у літоралі водосховища, так і в глибоководній зоні.

Висновки

Встановлено, що екстремальні гідрометеорологічні умови зими – початку весни 2010 р. по-різному вплинули на структурно-функціональну організацію основних компонентів біоти Київського водосховища.

Несприятливі метеорологічні умови зими та значне осушення літоралі Київського водосховища створили загрозу загибелі угруповань донних безхребетних, що мешкають у межах глибин до 1,0–1,5 м, та критичні умови для існування оксифільних безхребетних (дрейсен, гамарид, мізид) глибоководних акваторій, де вміст кисню становив 5–7% насичення. За таких умов провідним компонентом біоти, що формує потоки енергії та колообіг речовин, стає планктонна ланка, зокрема бактеріо- й фітопланктон, які в цей час забезпечують функціонування екосистеми водосховища.

Очевидно, що домінування дрібноклітинних міксотрофних водоростевих угруповань та їх синхронізація у просторовому розподілі з гетеротрофними організмами є проявом адаптації екосистеми до максимального використання алохтонної енергетичної субсидії, якою є комплекс органічних речовин, що надходить з прип'ятськими водами до періоду скресання льоду та початку активного фотосинтезу автотрофної ланки, коли відбувається покращення якості водного середовища та формування сприятливих умов для відновлення різноманіття угруповань донних безхребетних.

1. *Гидрология и гидрохимия Днепра и его водохранилищ* / А.И. Денисова, В. М. Тимченко, Е.П. Нахшина [и др.]. – К.: Наук. думка, 1989. – 216 с.
2. *Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод* / За ред. В.Д. Романенка. – НАН України. Ін-т гідробіології. – К.: Логос, 2006. – 408 с.
3. *Правила експлуатації водосховищ Дніпровського каскаду* / А.В. Яцик, А.І. Томільцева, М.Г. Томільцев [та ін.]. – К.: Генеза, 2003. – 176 с.
4. *Приймаченко А.Д.* Фитопланктон и первичная продукция Днепра и днепровских водохранилищ. – К.: Наук. думка, 1981. – 277 с.

В.М. Якушин, В.І. Щербак, Ю.В. Плигин, Н.В. Майстрова

Институт гидробиологии НАН Украины, Киев

ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ БИОТЫ КИЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА В ЗИМНИЙ ПЕРИОД 2010 ГОДА

Изучены структурно-функциональная организация и пространственное распределение бактериопланктона, фитопланктона и макрозообентоса в Киевском водохранилище в экстремальных гидрометеорологических условиях зимы – начала весны 2010 г.: устойчивого сплошного ледостава, глубокого дефицита растворенного в воде кислорода, сработки водохранилища до уровня мертвого объема.

Ключевые слова: Киевское водохранилище, ледостав, дефицит кислорода, бактериопланктон, фитопланктон, макрозообентос

V.M. Yakushin, V.I. Shcherbak, Yu.V. Pligin, N.V. Maystrova

Institute of Hydrobiology of NAS of Ukraine, Kyiv

ESTIMATION STATE BIOTA OF KYIV RESERVOIRS IN A WINTER PERIOD 2010

The paper considers structural and functional organization and spatial distribution of bacterioplankton, phytoplankton and macrozoobenthos in the Kyiv water reservoir under extremal hydrometeorological conditions of winter – early spring 2010, including settled unbroken freezing-over, deep deficiency of dissolved oxygen, and the reservoir drawdown to the level of dead water.

Key words: Kyiv water reservoir, freezing-up, deficit of oxygen, bacterioplankton, phytoplankton, macrozoobenthos

УДК 591.5:594.141

Л.М. ЯНОВИЧ¹, Л.А. ВАСІЛЬЄВА¹, О.І. ЖАЛАЙ²¹ Житомирський державний університет ім. Івана Франка

вул. В. Бердичівська, 40, Житомир 10008, Україна

² Інститут зоології ім. І.І. Шмальгаузена НАН України

вул. Б. Хмельницького, 15, Київ 01601

АНАЛІЗ ДЕЯКИХ ДІАГНОСТИЧНИХ ОЗНАК МОЛЮСКІВ РОДУ *UNIO* (BIVALVIA, UNIONIDAE) УКРАЇНИ

Здійснено аналіз деяких діагностичних ознак перлівниць, попередньо ідентифікованих на рівні біохімічних генних маркерів. Підтверджено достовірність визначення *U. tumidus* та *U. pictorum* за наявністю лише у останнього добре помітного додаткового зуба правої стулки. Вперше вивчено морфологію ввідних сифонів молюсків роду *Unio* фауни України.

Ключові слова: *Unio*, діагностичні ознаки, додатковий зуб, темна смужка на нозі, колір статевих продуктів, ввідний сифон

Двостулкові молюски родини Unionidae становлять значну частину біомаси макрзообентосу річок, ставків, озер. Незважаючи на те, що вказана група тварин вивчалась достатньо ретельно багатьма дослідниками, донині не існує загальної думки щодо її родового та видового складу, включно роду *Unio*. В.І. Жадін [2] та Ф. Хаас [12] вказують на існування у європейській частині ЄСРП (без Криму та Кавказу) 3 видів роду: *U. pictorum*, *U. tumidus* та *U. crassus*. Таких самих висновків дійшли в результаті електрофоретичного дослідження спектрів міогенів перлівниць [4]. Проте Я.І. Старобогатов [10] та його послідовники [3, 9] вважають, що форми, об'єднані Жадіним у кожен з трьох видів, потрібно розглядати як кілька самостійних видів і навіть відносять деякі з них в окремі роди. Сучасні малакологи [5, 11], приймаючи широку концепцію виду, одноставні щодо валідності видового статусу *U. pictorum* та *U. tumidus*, що ж стосується *U. crassus*, то в межах виду все-ж вказується ряд варієтетів. Отже, єдиної думки щодо кількості видів *Unio* немає. Зазвичай, у визначенні перлівничевих насамперед звертається увага на загальну форму черепашки, її опуклість, положення та скульптуру верхівки, будову зубів, використовується ряд конхіологічних індексів [9, 10, 11]. Останнім часом все частіше їх ідентифікують за забарвленням тіла та статевих продуктів, наявністю темної смужки (плями) на нозі [4, 7], морфологією ввідного сифону (щоправда для беззубок) [8].

Метою цієї роботи є виділення та перевірка діагностичних критеріїв перлівниць, попередньо визначених на рівні біохімічних генних маркерів [6].

Матеріал і методи досліджень

Матеріалом слугували збори авторів з 32 пунктів, виконані у 2008-2009 роках в межах України. Всього обстежено 642 особини (табл. 1). При зборі та обробці матеріалу використано загальноприйняті методики [2].

Таблиця 1

Відомості про матеріал дослідження

Вид	Місце збору	N
<i>U. pictorum</i>	Дунай (м. Вилкове, Одеська обл.)	19
	р. Серет (м. Тернопіль)	16
	Південний Буг (м. Хмельницький)	4
	оз. Люцимер (смт. Шацьк, Волинська обл.)	10
	р. Тетерів (м. Житомир)	4
	р. Гуйва (с. Зарічани, Житомирська обл.)	45
	р. Случ (смт. Баранівка, смт. Миропіль, с. Чижівка, Житомирська обл.; с. Сахнівці, Хмельницька обл.)	33
	ставок (смт. Романів, м. Радомишль, Житомирська обл.)	15
	р. Норинь (с. Богданівка, Житомирська обл.)	3
	р. Уж (с. Поліське, Житомирська обл.)	5
	р. Уборть (с. Хочино, Житомирська обл.)	6
	р. Рось (м. Біла Церква, Київська обл.)	18

ПРІСНОВОДНА ГІДРОБІОЛОГІЯ

	Продовження таблиці 1	
	р. Десна (с. Шеставиця, с. Надинівка, Чернігівська обл.)	22
	р. Сейм (м. Батурин, Чернігівська обл.)	8
	Сіверський Донець (м. Станично-Луганське, Луганська обл.)	5
	оз. Чернецьке (с. Чернецьке, Донецька обл.)	9
	Всього:	222
<i>U. tumidus</i>	Дунай (м. Вилкове, Одеська обл.)	37
	Дністер (с. Заліщики, Тернопільська обл.)	16
	р. Серет (м. Тернопіль)	5
	Південний Буг (м. Хмельницький)	5
	оз. Люцимер (смт. Шацьк, Волинська обл.)	10
	р. Тетерів (м. Житомир)	4
	р. Гуйва (с. Зарічани, Житомирська обл.)	44
	ставок (м. Радомишль, смт. Романів, с. Привітів, Житомирська обл.)	37
	р. Случ (смт. Баранівка, с. Чижівка, Житомирська обл.; с. Сахнівці, Хмельницька обл.)	28
	р. Тня (с. Молодіжне, Житомирська обл.)	6
	р. Норинь (с. Богданівка, Житомирська обл.)	18
	р. Уж (с. Поліське, Житомирська обл.)	3
	р. Уборть (с. Хочино, Житомирська обл.)	6
	р. Десна (с. Шеставиця, с. Пухівка, с. Надинівка, Чернігівська обл.)	35
	р. Сейм (м. Батурин, Чернігівська обл.)	5
	р. Кам'янка (м. Житомир)	5
	р. Рось (м. Біла Церква, Київська обл.)	6
	Сіверський Донець (м. Станично-Луганське, Луганська обл.)	13
	оз. Чернецьке (с. Чернецьке, Донецька обл.)	14
	р. Карасівка (с. Желябівка, АР Крим)	6
	Всього	303
<i>U. crassus</i>	р. Боржава (с. Вільхівка, Закарпатська обл.)	18
	р. Случ (смт. Баранівка, с. Чижівка, Житомирська обл.)	30
	р. Жерев (с. Ігнатпіль, Житомирська обл.)	6
	р. Десна (с. Надинівка, Чернігівська обл.)	2
	р. Сейм (м. Батурин, Чернігівська обл.)	14
	Сіверський Донець (м. Станично-Луганське, Луганська обл.)	5
	р. Чорна (с. Хмельницьке, АР Крим)	42
	Всього	117
Загальна кількість		642

Примітка: N – кількість досліджених молюсків, екз.

Результати досліджень та їх обговорення

Попереднє визначення тварин на основі генетичних ознак дає підстави стверджувати існування у фауні України трьох видів перлівниць: *U. pictorum*, *U. tumidus*, *U. crassus* [6]. У результаті морфологічного вивчення молюсків проаналізовано валідність таких діагностичних критеріїв як наявність додаткового кардинального зуба правої стулки, темної смужки на нозі, забарвлення статевих продуктів, будова ввідного сифону. Вивчення морфології ввідного сифону перлівниць з водойм та водотоків України здійснюється нами вперше.

Традиційно для визначення видів роду *Unio* використовується будова замка [2, 9, 10], зокрема відзначено, що права стулка *U. pictorum* над переднім зубом містить додатковий рудиментарний зуб у вигляді тонкої пластинки, в *U. crassus* – він має трикутну форму, а в *U. tumidus* такий додатковий зуб відсутній. Такі ж результати отримані й при дослідженні перлівниць, зібраних більше ста років тому [1]. Проте, як виявилось [7], за цим критерієм неможливо однозначно ідентифікувати види перлівниць європейської частини Росії, оскільки завжди існує певна кількість особин, у яких згадана закономірність порушується.

Проведений нами аналіз черепашок перлівниць сучасних популяцій дозволяє стверджувати, що серед усіх досліджених *U. pictorum* відмічений добре помітний додатковий зуб у правій стулці. В *U. crassus* ця ознака варіює. Так, у близько половини особин зібраних в Криму та Закарпатті додатковий зуб відсутній. Решта аналізованих *U. crassus* з інших пунктів збору мають додатковий

зуб, щоправда однаково розвинутий в межах кожної популяції. Серед досліджених *U. tumidus* додатковий зуб відсутній взагалі або ж має вигляд ледь помітної плоскої складки.

Результати власних досліджень показали, що наявність темної смужки на нозі не може бути достовірною ознакою в ідентифікуванні *U. pictorum* з популяцій водойм та водотоків України, що не узгоджується з подібними дослідженнями російських малакологів, які відмітили наявність чорної плями [4], смужки [7] у особин *U. pictorum* з європейської частини Росії. Всі представники *U. pictorum*, зібрані в Сіверському Донці, оз. Чернецьке та Люцимер, ставку (Романів) мали добре виражену темну пігментну смужку на нозі. В решті ж пунктів збору відсоток особин з вказаною ознакою коливався від 25 до 94. Щоправда у жодній з 303 проаналізованих особин *U. tumidus* з усіх пунктів збору темну смужку на нозі не відмічено. Цікаво, що і серед досліджених *U. crassus* 100% тварин з р. Жерев, по 60 з рр. Случ та Сіверського Донця, близько 80 з рр. Сейм та Боржава також мали темну смужку, але у всіх молюсків цього виду з р. Чорна вона була відсутня.

У літературі [7] зазначається, що самки лише *U. pictorum* мають яскраво-жовті статеві продукти, а яйцеклітини *U. tumidus* мають блідо-жовте, майже біле забарвлення. Проаналізовані нами самки *U. pictorum* лише з рр. Західний та Південний Буг, Сіверський Донець дійсно мали статеві продукти яскраво-жовтого кольору, а з інших пунктів збору – тільки 70–85% самок ідентифікувались за цією ознакою, решта – мали яйцеклітини блілого тілесного забарвлення. Самки *U. tumidus* жодного разу не мали статевих продуктів яскраво-жовтого забарвлення, колір їх яйцеклітин був злегка жовтуватим або тілесним. Особини з тілесним забарвленням домінували в усіх популяціях. В середньому по виду 88,75% самок *U. pictorum* мали яскраво-жовті яйцеклітини, а 79,37 самок *U. tumidus* – тілесні. У 44% досліджених самок *U. crassus* гонада мала яскраво-оранжеве забарвлення, у решти – тілесне. Отже, якщо самка має яйцеклітини яскраво-жовтого кольору, то вона достовірно може бути визначена як *U. pictorum*, якщо оранжевого – як *U. crassus*.

Нами встановлено, що ввідний сифон *U. pictorum* по всьому діаметрі має добре розвинені щільно розміщені довгі папіли. Сифональні вирости майже однакової ширини по всій висоті. Для ввідного сифону *U. tumidus* властиві короткі, значно ширші біля основи та тонші біля верхівки папіли. Характерною особливістю *U. crassus* є достатньо щільне розміщення коротких папіл ввідного сифону лише по самому краю мантийного листка.

Висновки

Отже, основною діагностичною ознакою при ідентифікуванні *U. tumidus* та *U. pictorum* фауни України є наявність у останнього добре помітного додаткового зуба у правій стулці. Такі ознаки як наявність пігментної смужки на нозі, колір статевих продуктів можуть слугувати лише додатковими у визначенні *U. pictorum*, *U. tumidus*, *U. crassus*. Вперше відмічено, що ці види також відрізняються будовою ввідного сифону.

1. Гураль Р.І. Прісноводні молюски родів *Unio* та *Batavusiana* (Bivalvia, Unionidae) у малакологічному фонді Державного природознавчого музею НАН України / Гураль Р.І., Гураль-Сверлова Н.В. // Наук. вісн. ВНУ ім. Лесі Українки. – 2008. – С. 110–116.
2. Жадин В.І. Фауна СССР. Моллюски. Семейство Unionidae / В.И. Жадин. – М.– Л.: Изд-во АН СССР, 1938. – Т. 4, вып. 1. – 169 с.
3. Затравкин М.Н. Морфометрические границы видов рода *Unio* (Bivalvia, Unioniformes) фауны СССР / Затравкин М.Н., Лобанов А.Л. // Бюл. Моск. о-ва испытателей природы. Отд. биол. – 1987. – Т. 92, вып. 6. – С. 42–50.
4. Кодолова О.П. Сравнение разных популяций двустворчатых моллюсков *Unio pictorum* и *U. tumidus* (Unionidae) по системам миогенов и морфологии раковин / Кодолова О.П., Логвиненко Б.М. // Зоол. журн. – 1973. – Т. ЛП, вып. 7. – С. 988–999.
5. Корнюшин А.В. О видовом составе пресноводных двустворчатых моллюсков и стратегии их охраны / А.В. Корнюшин // Вестник зоол. – 2002. – Т. 36, № 1. – С. 9–23.
6. Межжерин С.В. Аллозимная и конхологическая изменчивость перловиц (Bivalvia, Unionidae, *Unio*) в пределах Украины / С.В. Межжерин, Л.А. Васильева, Е.И. Жалай [и др.] // Зоол. журн. (в печати).
7. Рижинашвили А.Л. Материалы к морфологической изменчивости перловиц (Bivalvia, Unionidae) пресных вод европейской части России / А.Л. Рижинашвили // Вестник СПбГУ. – 2007. – Сер. 3, вып. 1. – С. 37–48.
8. Саенко Е.М. Морфология мягких тканей моллюсков подсемейства Anodontinae российского Дальнего Востока / Саенко Е.М., Богатов В.В. // Бюл. Дальневосточн. малаколог. об-ва. – 2004. – Вып. 8. – С. 17–25.
9. Стадниченко А.П. Фауна України/ Перлівницеві. Кулькові (Unionidae, Cycladidae) / А.П. Стадниченко; за ред. В.І. Монченка. – К.: Наук. думка, 1984. – Т. 29, вип. 9. – 384 с.
10. Старобогатов Я.И. Тип Mollusca – моллюски. Определитель пресноводных беспозвоночных (кроме насекомых) Европейской части СССР. – М.: Изд-во Моск. ун-та, 1971. – С. 50–65.
11. Glöer P. Süßwassermollusken / Glöer P., Meier-Brook C. – Hamburg: DJN, 1998. – 136 s.
12. Haas F. Superfamilia Unionacea / F. Haas.–Berlin:Gruyter, 1969. – 663 s.

Л.М. Янович¹, Л.А. Васильева¹, О.И. Жалий²

¹Житомирский государственный университет им. Ивана Франко, Украина

²Институт зоологии им. И.И. Шмальгаузена НАН Украины, Киев

АНАЛИЗ НЕКОТОРЫХ ДИАГНОСТИЧЕСКИХ ПРИЗНАКОВ МОЛЛЮСКОВ РОДА *UNIO* (BIVALVIA, UNIONIDAE) УКРАИНЫ

Проведен анализ некоторых диагностических признаков перловиц, предварительно идентифицированных на уровне биохимических генных маркеров. Подтверждена достоверность определения *U. tumidus* и *U. pictorum* по наличию последнего хорошо развитого дополнительного зуба правой створки. Впервые изучено морфологию вводных сифонов моллюсков рода *Unio* фауны Украины.

Ключевые слова: *Unio*, диагностические признаки, дополнительный зуб, темная полоска на ноге, цвет половых продуктов, вводный сифон

L.M. Yanovich¹, L.A. Vasil'eva¹, O.I. Zhaliy²

¹Zhytomyr Ivan Franko State University, Ukraine

²I.I. Schmalhausen Institute of Zoology of NAS of Ukraine, Kyiv

ANALYSIS OF SOME DIAGNOSTIC SIGNS OF MOLLUSKS *UNIO* (BIVALVIA, UNIONIDAE) OF UKRAINE

The analysis of some diagnostic signs of unionids, primarily identified at the level of biochemical gene markers. The reliability of *U. tumidus* and *U. pictorum* identification on only well marked additional tooth in right valve is corroborated. The morphology of entrance siphon of *Unio* genus mollusks in the fauna of Ukraine is researched for the first time.

Key words: *Unio*, diagnostic signs, additional tooth, dark strip up and about, color of sexual products, introductory siphon

ЗМІСТ

Т.Л. АЛЕКСЕНКО, С.В. ОВЕЧКО, Г.М. МІНАЄВА, Л.М. САМОЙЛЕНКО, А.М. КУЧЕРЯВА КЛАСИФІКАЦІЯ ПЛАВНЕВИХ ВОДОЙМ ПОНИЗЗЯ ДНІПРА ЗА БІОЛОГІЧНИМИ ПОКАЗНИКАМИ.....	3
М.В. АЛЕКСІЄНКО, В.М. ТРОХИМЕЦЬ, В.Р. АЛЕКСІЄНКО ВИДОВИЙ СКЛАД І РОЗПОДІЛ МОЛОДІ РИБ ЛІТОРАЛЬНОЇ ЗОНИ КАНІВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА	7
О. М. АЛПАТОВА СЕЗОННІ ЗМІНИ У СТРУКТУРІ ДОМІНУВАННЯ ЧЕРЕПАШКОВИХ АМЕБ (TESTACEALOBOSEA; TESTACEAFILOSEA) р. ГУЙВА (БАСЕЙН ДНІПРА)	10
О.М. АРСАН, Ю.М. СИТНИК, Л.О. ГОРБАТЮК, М.О.МИРОНЮК, О.О. ПАСТІЧНА, М.О. ПЛАТОНОВ, Т.М. ШАПОВАЛ, І.Г. КУКЛЯ ОСОБЛИВОСТІ ФОРМУВАННЯ СУЧАСНОГО ЕКОЛОГО- ТОКСИКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ВОДОЙМ УРБАНІЗОВАНИХ ТЕРИТОРІЙ ТА ЙОГО МОЖЛИВІ ЗМІНИ	14
О.В. БАРБУХО, А.О. ЖИДЕНКО ЗАСТОСУВАННЯ ПРОБІОТИКУ БПС-44 ДЛЯ КОРИГУВАННЯ ПОРУШЕНЬ У РИБ ЗА ДІЇ РАУНДАПУ	17
В. В. БЕЛЯЄВ ФОРМУВАННЯ ДОЗИ ОПРОМІНЕННЯ ОЧЕРЕТУ ЗВИЧАЙНОГО ЗА УМОВ ВОДОЙМИ-ОХОЛОДЖУВАЧА ЧАЕС	20
В.К. БІГУН, В.О. МОСНИЦЬКИЙ ПОШИРЕННЯ ТА БІОЛОГІЧНІ ОСОБЛИВОСТІ ЧЕБАЧКА АМУРСЬКОГО (PSEUDORASBORA PARVA TEMMINCK ET SCHLEGEL, 1846) У ВОДОЙМАХ ЗАХІДНОГО ПОЛІССЯ УКРАЇНИ	23
О.П. БІЛОУС, П.Д. КЛОЧЕНКО, П.М. ЦАРЕНКО, Г.В. ХАРЧЕНКО, І.Ю. ІВАНОВА СЕЗОННА ДИНАМІКА ФІТОПЛАНКТОНУ Р. ПІВДЕННИЙ БУГ В РАЙОНІ МІСТА ВІННИЦІ	26
О.І. БОДНАР, В.В. ГРУБІНКО МЕМБРАННИЙ МЕХАНІЗМ ПРОНИКНЕННЯ ІОНІВ МЕТАЛІВ У КЛІТИНИ ВОДОРОСТЕЙ	29
Д. Л. БОНДАРЕВ, О. О. ХРИСТОВ КОМПЛЕКСНА ОЦІНКА ІХТІОФАУНИ ВОДОЙМ ДНІПРОВСЬКО- ОРІЛЬСЬКОГО ПРИРОДНОГО ЗАПОВІДНИКА.....	35
О.Г. БОШКО КОМЕНСАЛЬНІ ЧЕРВИ РАКОПОДІБНИХ ТА МОЛЮСКІВ ДЕЯКИХ ВОДОЙМ УКРАЇНИ.....	38
І.В. БРИНДЗЯ ДИНАМІКА ВМІСТУ НІТРАТІВ, НІТРИТІВ ТА АМОНІУ У ПИТНІЙ ВОДІ ПРИКАРПАТСЬКОГО РЕГІОНУ.....	41
Н.С. ВАНДІЮК ВИЗНАЧЕННЯ ТЕПЛОЗАПАСУ КАНІВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА З УРАХУВАННЯМ ВНУТРІШНІХ ВОДООБМІННИХ ПРОЦЕСІВ	46
Г.І. ВАСЕНКОВ, Т.П. ВАСИЛЮК, І.П. БУДНІК ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКОГО ПОХОДЖЕННЯ ЗА УЧАСТЮ <i>EICHORNIA CRASSIPES</i>	48
Т.В. ВАСИЛЬЄВА, С.Г. КОВАЛЕНКО, М.М. ДЖУРТУБАЄВ, І.І. РАДИОНОВ МОНІТОРИНГ ФЛОРИ ПРИДУНАЙСКИХ ОЗЕР В ВЕСЕННЬОМУ ПЕРІОДІ	51

О.Б. ВАСИЛЬКІВСЬКА, Л.М. ЗУБ, Н.М. БАРЩЕВСЬКА, М.М. ВОВЧЕНКО ДЕЯКІ ОСОБЛИВОСТІ СУЧАСНОГО ГІДРОБІОЛОГІЧНОГО РЕЖИМУ ПОНИЗЗЯ р. БЕРДА	54
Ю.М. ВОЛКОВ МАКРОЗООПЕРИФІТОН ДЕЯКИХ РІЗНОТИПНИХ ВОДОЙМ М. КИЇВА	59
О.М. ВОЛКОВА, В.В. БЕЛЯЄВ, О.Л. ЗАРУБІН, В.А. КОСТЮК, О.О. ПАРХОМЕНКО, С.П. ПРИШЛЯК ФОРМУВАННЯ ДОЗОВИХ НАВАНТАЖЕНЬ НА РИБ ВОДОЙМИ- ОХОЛОДЖУВАЧА ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ АЕС	61
О.В. ВОЛКОШОВЕЦЬ, Й.В. ГРИБ ФОРМУВАННЯ СКЛАДУ АБОРИГЕННОЇ ІХТІОФАУНИ РУСЛОВИХ ВОДОСХОВИЩ МАЛИХ РІЧОК В МЕЖАХ УРБАНІЗОВАНИХ ТЕРИТОРІЙ	65
Л.В. ВОРОБІЙОВА, І.І. КУЛАКОВА, Л.А. ГАРЛІЦЬКА СУЧАСНИЙ СТАН МЕЙОБЕНТОСУ ПЕРЕДГІРЛОВИХ ДІЛЯНОК ДУНАЮ В УМОВАХ БУДІВНИЦТВА СУДНОПЛАВНОГО КАНАЛУ	68
В.П. ГАНДЗЮРА, Л.О. ГАНДЗЮРА ОЦІНКА СТАНУ ЕКОСИСТЕМ, ЯКОСТІ СЕРЕДОВИЩА ІСНУВАННЯ ГІДРОБІОНТІВ ТА СТУПЕНЯ ЇХ АДАПТОВАНOSTI	71
А.Є. ГАЙ, В.А. ГРОЗА МАЛІ РІЧКИ УКРАЇНИ: ЕКОЛОГІЧНІ ПРОБЛЕМИ ТА ПЕРСПЕКТИВИ ЗБЕРЕЖЕННЯ	75
Х.Д. ГАНЖА ФІЗИКО-ХІМІЧНІ ФОРМИ СТРОНЦІЮ-90 ТА ЦЕЗІЮ-137 У ВОДНИХ РОСЛИНАХ ОЗЕРНОЇ ЕКОСИСТЕМИ В ЧОРНОБИЛЬСЬКІЙ ЗОНІ ВІДЧУЖЕННЯ	78
О.М. ГАРМАТЮК, О.І. ХУДИЙ, Л.В. ХУДА, В.Ф. ЧЕРЕВАТОВ ЗАРАЖЕНІСТЬ РИБ ДНІСТРОВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА РИБ'ЯЧОЮ П'ЯВКОЮ <i>PISCICOLA GEOMETRA</i> (LINNAEUS, 1761) І ХАРАКТЕРИСТИКА УМОВ ЇЇ ІСНУВАННЯ.....	82
М.Т. ГОНЧАРОВА ПОВЕДІНКОВІ РЕАКЦІЇ <i>CHIRONOMUS RIPARIUS</i> (DIPTERA: CHIRONOMIDAE) НА ТОКСИЧНУ ДІЮ МІДІ	85
Л. Л. ГНАТИШИНА, Г. І. ФАЛЬФУШИНСЬКА, О. П. ГОЛУБЄВ, Р. ДАЛЛІНГЕР, Я ГЬОРІ, О. Б. СТОЛЯР МЕТАЛ-ДЕПОНУЮЧА ТА АНТИОКСИДАНТНА ФУНКЦІЇ МЕТАЛОТІОНЕЇНІВ ДВОСТУЛКОВОГО МОЛЮСКА <i>DREISSENA POLYMORPHA</i> ЗА УМОВ ІСНУВАННЯ У ПРИРОДНИХ ВОДОЙМАХ.....	89
Т.В. ГОЛОВКО, В.М. ЯКУШИН, Н.И. ТРОНЬКО, К.П. КАЛЕНИЧЕНКО, Л.И. БАГНЮК БАКТЕРИОПЛАНКТОН КИЄВСЬКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА І ЕГО ЕНЕРГЕТИЧЕСКИЙ БАЛАНС	93
А.П. ГОЛУБЕВ, О.А. БОДИЛОВСКАЯ, Е.В. ГОДУН, Л.Е. СЛЕСАРЕВА, О.Б. СТОЛЯР СПОСОБНОСТЬ БОЛЬШОГО ПРУДОВИКА <i>LYMNAEA STAGNALIS</i> (GASTROPODA, PULMONATA) К ДЛИТЕЛЬНОМУ САМООПЛОДОТВОРЕНИЮ КАК ФАКТОР ЕГО ПОПУЛЯЦИОННОЙ СТАБИЛЬНОСТИ	98
Є.Б. ГОЛЬДІН ЕКСПРЕС-ТЕСТУВАННЯ ЯК ІНСТРУМЕНТ ВИЗНАЧЕННЯ БІОЦИДНОЇ АКТИВНОСТІ ЦІАНОБАКТЕРІЙ	102
Н. І. ГОНЧАРЕНКО, М. Ю. ЄВТУШЕНКО, О. І. ХУДИЙ ЩОДО ПРОБЛЕМИ ЗАГИБЕЛІ РИБ У ДНІСТРОВСЬКОМУ ВОДОСХОВИЩІ.....	105

А.І. ГОРДА, К.В. КОСТЮК, В.В. ГРУБІНКО	
БІОСИНТЕЗ ВУГЛЕВОДІВ, БІЛКІВ І ЛІПІДІВ У <i>Chlorella vulgaris</i> Beijer. ЗА ДІЇ	
ІОНІВ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ	108
В.В. ГРЕБІНЬ, Ю.О. ЧОРНОМОРЕЦЬ	
ВНЕСОК ОКРЕМИХ ВИДІВ ЖИВЛЕННЯ У ВНУТРІШНЬОРІЧНИЙ РОЗПОДІЛ	
СТОКУ РІЧОК БАСЕЙНУ ДНІПРА	115
Й.В. ГРИБ	
ЕКОЛОГІЧНІ СУКЦЕСІЇ МІЛКОВОДЬ І ПРИДАТКОВОЇ МЕРЕЖІ	
ДНІПРОВСЬКИХ ВОДОСХОВИЩ (ТИПІЗАЦІЯ, УПРАВЛІННЯ)	119
В.В. ГРУБІНКО	
ПРИНЦИПИ ОПИСАННЯ СТАНУ БІО-, ЕКО- СИСТЕМ.....	123
О.О. ГУЛЯЄВА	
ТЕЧІЇ В ДНІСТРОВСЬКОМУ ВОДОСХОВИЩІ:	
РЕЗУЛЬТАТИ МОДЕЛЮВАННЯ	136
Г.Б. ГУМЕНЮК	
ПОРІВНЯЛЬНА ХАРАКТЕРИСТИКА РОЗПОДІЛУ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ У	
ГІДРОЕКОСИСТЕМАХ РІЗНОГО ТИПУ.....	139
В.П. ГУСЕЙНОВА, А.В. КУРЕЙШЕВИЧ, О.Й. САКЕВИЧ	
ВУГЛЕВОДНЕВІ КОМПЛЕКСИ ДЕЯКИХ	
ПРИСНОВОДНИХ МІКРОВОДОРОСТЕЙ.....	149
Н.А. ДАВИДОВИЧ, Ю.А. ПОДУНАЙ, О.І. ДАВИДОВИЧ	
ОБ ОТСУТСТВИИ БИОЛОГИЧЕСКОЙ РЕПРОДУКТИВНОЙ ИЗОЛЯЦИИ	
МЕЖДУ АЛЛОПАТРИЧЕСКИМИ ПОПУЛЯЦИЯМИ <i>SYNEDRA ULNA</i>	
(<i>VASCILLARIOPHYTA</i>).....	153
В.Г. ДЕВЯТКИН	
ЭКОЦЕНЫ ФИТОПЛАНКТОНА.....	156
О.В. ДЕГТЯРЕНКО	
ОСОБЛИВОСТІ РОЗМІРНИХ ХАРАКТЕРИСТИК <i>ACROLOXUS LACUSTRIS</i>	
(<i>LINNAEUS, 1758</i>) (<i>MOLLUSCA; GASTROPODA</i>) В МАЛИХ РІЧКАХ	
ПІВНІЧНОГО ПРИАЗОВ'Я	160
М.М. ДЖУРТУБАЕВ, Ю.М. ДЖУРТУБАЕВ, М.А. ЗАМОРОВА	
ЗООБЕНТОС ПРИДУНАЙСКИХ ОЗЁР	163
В.Л. ДОЛИНСЬКИЙ	
ДО ПИТАННЯ ПРО РОЗТАШУВАННЯ ГІДРОАКУМУЛЮЮЧИХ	
ЕЛЕКТРОСТАНЦІЙ НА ВОДНИХ ОБ'ЄКТАХ	166
С.С. ДУБНЯК	
ЕКОЛОГО-ГІДРОМОРФОЛОГІЧНІ ДОСЛІДЖЕННЯ ДНІПРОВСЬКИХ	
ВОДОСХОВИЩ ЯК СКЛАДОВА ОЦІНКИ ЇХ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ	169
О.Я. ДУМИЧ, Ю.М. ЗАБИТІВСЬКИЙ, В.І. БАРАНОВ	
ПЛАНКТОННІ ТА НЕКТОННІ УГРУПОВАННЯ У ВОДОЙМАХ	
НА ТЕРИТОРІЇ УКРАЇНСЬКОГО РОЗТОЧЧЯ	172
Е.Л. ЕРМАКОВ, О.О. РУСАНОВСКАЯ	
СЕЗОННАЯ ДИНАМИКА ИЗМЕНЧИВОСТИ КОЛИЧЕСТВЕННЫХ	
МОРФОЛОГИЧЕСКИХ ПРИЗНАКОВ <i>EPISCHURA BAICALENSIS</i> SARS В	
ЮЖНОБАЙКАЛЬСКОЙ ПРИРОДНОЙ ПОПУЛЯЦИИ	175
Т.В. ЄРМОШИНА, О.В. ПАВЛЮЧЕНКО	
БІОТОПІЧНИЙ РОЗПОДІЛ ТА МОРФОЛОГІЧНА МІНЛИВІСТЬ ВИДІВ РОДУ	
<i>UNIO</i> ФАУНИ УКРАЇНИ.....	178
В.А. ЖЕЖЕРЯ	
МІГРАЦІЯ ТА РОЗПОДІЛ АЛЮМІНІЮ МІЖ АБІОТИЧНИМИ	
КОМПОНЕНТАМИ ПОВЕРХНЕВИХ ВОДОЙМ.....	182

А.А. ЖИДЕНКО, В.В. КРИВОПИША МОРФОФИЗИОЛОГИЧЕСКИЕ АДАПТАЦИИ РАЗНОВОЗРАСТНЫХ ГРУПП <i>CYPRINUS CARPIO</i> L. ПОД ДЕЙСТВИЕМ ГЕРБИЦИДОВ	185
Ю.М. ЗАБИТІВСЬКИЙ, О.В. ДЕРЕНЬ ВПЛИВ ЕХІНАЦЕЇ ПУРПУРОВОЇ НА КАРБОГІДРАЗНУ АКТИВНІСТЬ КИШКІВНИКА КОРОПА	188
В.В. ЗАКОННОВ ОСАДКООБРАЗОВАНИЕ В ВОДОХРАНИЛИЩАХ РАЗНОГО ТИПА	190
А.В. ЗАКОННОВА, А.С. ЛИТВИНОВ МНОГОЛЕТНИЕ ИЗМЕНЕНИЯ ТЕМПЕРАТУРЫ ВОДЫ РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА.....	194
В. В. ЗАМОРОВ, И. Л. РЫЖКО, О. В. ДРУЗЕНКО, Л. В. ИВАНОВА ТКАНЕВЫЕ ЭСТЕРАЗЫ БЫЧКА-ГОЛОВАЧА, БЫЧКА-КРУГЛЯКА И БЫЧКА- ПЕСОЧНИКА ИЗ ПРИДУНАЙСКОГО ОЗЕРА ЯЛПУГ	197
О.Л. ЗАРУБІН, Н.Є. ЗАРУБИНА РАДІОНУКЛІДНЕ ЗАБРУДНЕННЯ КАНІВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА І ПРИБЕРЕЖНИХ НАЗЕМНИХ ЕКОСИСТЕМ	201
А.А. ЗЕНЧЕНКО, Н.В. ТКАЧУК ОЦІНКА ЯКОСТІ ВОДИ Р. БІЛОУС ЗА МІКРОЗООПЛАНКТОНОМ	203
Л.М. ЗУБ ВПЛИВ СПОРУД БЕРЕГОУКРІПЛЕННЯ ДНІПРОВСЬКИХ ВОДОЙМИЩ НА ФОРМУВАННЯ УГРУПОВАНЬ МАКРОФІТІВ.....	207
О.Р. ІВАНЕЦЬ ЗООПЛАНКТОН ВОДОЙМ _М. ЛЬВІВ	210
Н.О. ІВАНОВА ГІДРОЛОГІЧНИЙ РЕЖИМ САСИКСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА.....	213
З.И. ИЗЗАТУЛЛАЕВ, А.П. СТАДНИЧЕНКО РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ВОДНЫХ МОЛЛЮСКОВ СРЕДНЕЙ АЗИИ ПО БИОТОПАМ И РАЗЛИЧНЫМ ТИПАМ ВОДОЕМОВ	216
О.Є. КАГЛЯН, Д.І. ГУДКОВ, В.Г. КЛЕНУС, З.О. ШИРОКА, В.О. ТКАЧЕНКО, Н.А. ПОМОРЦЕВА, Л.П. ЮРЧУК, О.Б. НАЗАРОВ РАДІОНУКЛІДНЕ ЗАБРУДНЕННЯ ПРЕДСТАВНИКІВ ІХТІОФАУНИ ВОДОЙМ ЧОРНОБІЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ	219
Л.С. КІПНІС, О.М. КОЦАР, Т.І. ЛЕКОНЦЕВА, М.В. МІРОШНІЧЕНКО, Л.В. ПШЕГАЛІНСЬКА, Н.А. ПЕРЕТЯТЬКО РОЛЬ ОЧЕРЕТУ ЗВИЧАЙНОГО ТА РОГОЗУ ВУЗЬКОЛИСТОГО В УТИЛІЗАЦІЇ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ ПРИ ОЧИЩЕННІ СТІЧНИХ ВОД.....	222
І.Ю. КІРСЄВА СТРУКТУРНА ХАРАКТЕРИСТИКА ТОТАЛЬНОГО БАКТЕРІОПЛАНКТОНУ ІНТЕНСИВНО ЕКСПЛУАТОВАНОГО НАГУЛЬНОГО СТАВУ	226
А.С. КИРИЛЕНКО, А.І. ДВОРЕЦЬКИЙ, Г.С. БЛОКОНЬ, Л.А. БАЙДАК, В.О. ЯКОВЕНКО, О.Ю. ЗАЙЧЕНКО ВПЛИВ ПРОМИСЛОВОЇ АГЛОМЕРАЦІЇ ТА РІЧКОВИХ ПРИТОК НА ГІДРОЕКОСИСТЕМУ ДНІПРОВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА	229
О.П. КИРИЛЮК, Н.І. ГОНЧАРЕНКО ВИДОВИЙ СКЛАД РИБ ТА ЇХ РОЗПОДІЛ В ЗОНІ ДІЇ ТАШЛИЦЬКОЇ ГІДРОАКУМУЛЮЮЧОЇ ЕЛЕКТРОСТАНЦІЇ	233
Г.Є. КИРИЧУК, О.М. ВАСИЛЕНКО ВПЛИВ ІОНІВ ЦИНКУ ТА КАДМІЮ НА КУМУЛЯТИВНІ ТА ТРОФОЛОГІЧНІ ПОКАЗНИКИ СТАВКОВИКА ОЗЕРНОГО.....	237
Н.И. КИРПЕНКО, Е.А. КУРАШОВ, Ю.В. КРЫЛОВА ЭКЗОГЕННЫЕ МЕТАБОЛИТНЫЕ КОМПЛЕКСЫ ДВУХ СИНЕЗЕЛЕННЫХ ВОДОРΟΣЛЕЙ В МОНО- И СМЕШАННОЙ КУЛЬТУРАХ	241

Г.А. КИСЕЛЕВА, Г.А. ПРОКОПОВ, В.Н. РАЗУМЕЙКО СОСТОЯНИЕ МАКРОЗООБЕНТОСА МАЛЫХ РЕК ГОРНОГО И ПРЕДГОРНОГО КРЫМА.....	245
О.М. КЛИМНЮК, Й. В. ГРИБ ЦИКЛІЧНІСТЬ ЯВИЩ ЗАДУХИ В ЗАПЛАВНИХ ОЗЕРАХ ЗАХІДНОГО ПОЛІССЯ, ЯК ФАКТОР ПРИРОДНОГО ВІДБОРУ АБОРИГЕННОЇ ІХТІОФАУНИ.....	248
П.Д. КЛОЧЕНКО, В.О. МЕДВЕДЬ, А.В. КАЛИНОВСЬКА, Ю.В. СИНЮК, О.В. ВАСИЛЕНКО ОСОБЛИВОСТІ ЕНЕРГЕТИЧНОГО ТА АЗОТНОГО ОБМІНУ У ПРИСНОВОДНИХ ВОДОРОСТЕЙ ЗА ДІЇ УФ-ВИПРОМІНЮВАННЯ.....	251
В.О. КОВАЛЬ, Б.В. ЯКОВЕНКО ВПЛИВ КАТІОНІВ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ, ФЕНОЛУ І АМІАКУ НА АКТИВНІСТЬ ГЛЮКОЗО-6-ФОСФАТДЕГІДРОГЕНАЗИ В ПЕЧІНЦІ І М'ЯЗАХ КОРОПА В УМОВАХ ЗИМІВЛІ.....	256
О.П. КОДОЛОВА, Т.Г. СИМДЯНОВ К ВОПРОСУ СИСТЕМАТИКИ РОДА <i>BATAVUSIANA</i> (BIVALVIA, UNIONIDAE) .	260
М.С. КОЗІЙ, С.К. СЕМЕНЮК ГІСТОЛОГІЧНИЙ АНАЛІЗ ОСМОРЕГУЛЯЦІЇ У ЛОСОСЯ ЧОРНОМОРСЬКОГО (<i>SALMO TRUTTA LABRAX</i>).....	263
Е.Ш. КОЗІЙЧУК, В.І. ЩЕРБАК ФІТОМІКРОБЕНТОС РІЗНОТИПНИХ ВОДОЙМ ТА ВОДОТОКІВ КІЛІЙСЬКОЇ ДЕЛЬТИ ДУНАЮ	266
Н.М. КОРНІЙЧУК ОСОБЛИВОСТІ ФОРМУВАННЯ ТАКСОНОМІЧНОГО РІЗНОМАНІТТЯ ФІТОМІКРОПЕРИФІТОНУ р. ТЕТЕРІВ.....	269
К.В. КОСТЮК ДИНАМІКА ВМІСТУ ВІЛЬНИХ ЖИРНИХ КИСЛОТ У КЛІТИННИХ МЕМБРАНАХ ВОДОРОСТЕЙ ЗА ДІЇ ТОКСИКАНТІВ	273
В.М. КОЧЕТ СУЧАСНИЙ СТАН ІХТІОФАУНИ МАЛИХ РІЧОК ДНІПРОПЕТРОВСЬКОЇ ОБЛАСТІ.....	280
С.А. КРАЖАН, Т.В. ГРИГОРЕНКО, Н.П. ЧУЖМА, А.М. БАЗАСВА, С.А. КОБА НЕТРАДИЦІЙНІ ОРГАНІЧНІ ДОБРИВА У ФОРМУВАННІ ПРИРОДНОЇ КОРМОВОЇ БАЗИ ТА РИБОПРОДУКТИВНОСТІ ВИРОЩУВАЛЬНИХ СТАВІВ..	283
Ю.М. КРАСЮК, О.С. ПОТРОХОВ, О.Г. ЗІНЬКОВСЬКИЙ ЗМІНИ СПЕКТРУ БІЛКІВ ПЛАЗМИ КРОВІ КОРОПОВИХ ВИДІВ РИБ ПІД ВПЛИВОМ СПОЛУК МІНЕРАЛЬНОГО АЗОТУ	287
Ю.Г. КРОТ, В.Д. РОМАНЕНКО, Т.Я. КИРИЗІЙ, Г.Б. БАБИЧ ОСОБЛИВОСТІ ФУНКЦІОНУВАННЯ ДРЕЙСЕНО-ГАМАРИДНОГО УГРУПОВАННЯ В УМОВАХ МІКРОКОСМУ: ОСОБЛИВОСТІ ФОРМУВАННЯ ЯКОСТІ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА.....	290
Ю.Г. КРОТ, В.Д. РОМАНЕНКО, Т.І. ЛЕКОНЦЕВА ОСОБЛИВОСТІ ФУНКЦІОНУВАННЯ ДРЕЙСЕНО-ГАМАРИДНОГО УГРУПОВАННЯ В УМОВАХ МІКРОКОСМУ: СТРУКТУРНО- ФУНКЦІОНАЛЬНІ ХАРАКТЕРИСТИКИ УГРУПОВАННЯ ДРЕЙСЕН І ГАМАРИД	293
В.В. КРЫЛОВ, О.Д. ЗОТОВ, Ю.В. ЧЕБОТАРЕВА, Ю.Г. ИЗЮМОВ, Е.А. ОСИПОВА, А.В. ЗНОБИЩЕВА, Н.А. ДЕМЦУН ДЕЙСТВИЕ ТИПИЧНОЙ МАГНИТНОЙ БУРИ НА РАННИЙ ОНТОГЕНЕЗ <i>DAPHNIA MAGNA</i> STRAUS И <i>RUTILUS RUTILUS</i> (L.).....	297
М.І. КУЗЬМЕНКО, Д.І. ГУДКОВ, О.Г. ВОЛКОВА, В.В. БЕЛЯЄВ, В.Г. КЛЕНУС, О.С. КАГЛЯН, Н.Л. ШЕВЦОВА, З.О. ШИРОКА, Л.П. ЮРЧУК РАДІОЕКОЛОГІЧНА СИТУАЦІЯ У ВОДОЙМАХ УКРАЇНИ	301

В.З. КУРАНТ	
УЧАСТЬ БІЛКІВ СИРОВАТКИ КРОВІ В ПРОЦЕСАХ ДЕТОКСИКАЦІЇ ІОНІВ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ В ОРГАНІЗМІ РИБ.....	304
А.В. КУРЕЙШЕВИЧ, Л.П. ЯРМОШЕНКО, Н.И. КИРПЕНКО, О.И. БЕЛЫХ, Е.Г. СОРОКОВИКОВА	
К ВОПРОСУ О ФАКТОРАХ, СПОСОБСТВУЮЩИХ РАЗВИТИЮ ТОКСИЧНЫХ ВИДОВ СУАНОРНУТА	307
Л.А. КУЧАЙ, Е.Н. СОКОЛОВА	
ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ НОРМИРОВАНИЕ ХАРАКТЕРИСТИК ЭКОСИСТЕМЫ (НА ПРИМЕРЕ ОЗЕРА НЕРО)	310
Ю.О. ЛАХАЙ, Й.В. ГРИБ	
ШАЦЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ ПАРК: ПОТЕНЦІЙНА ЗАГРОЗА ВОДНИМ ОБ'ЄКТАМ ВІД ГОСПОДАРСЬКОЇ ДІЯЛЬНОСТІ (ОГЛЯД).....	313
А.М. ЛЕЙЧЕНКО	
ЕКОЛОГІЧНІ ОСОБЛИВОСТІ МОЛЮСКІВ РОДИНИ <i>PHYSIDAE</i> (MOLLUSCA: GASTROPODA: PULMONATA) УКРАЇНИ.....	316
О.М. ЛЄТИЦЬКА, С.О. АФАНАСЬЄВ	
ОЦІНКА ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ РІЧОК ЗАКАРПАТТЯ В УМОВАХ ВПЛИВУ РІЗНИХ АНТРОПОГЕНИХ ЧИНІКІВ.....	319
Р.П. ЛИННИК, І.І. ІГНАТЕНКО, І.Б. ЗУБЕНКО	
ОСОБЛИВОСТІ МІГРАЦІЇ ВАНАДІЮ, МОЛІБДЕНУ ТА ХРОМУ У ПРИРОДНИХ ПОВЕРХНЕВИХ ВОДАХ.....	322
П.М. ЛИННИК, Т.О. ВАСИЛЬЧУК, В.П. ОСИПЕНКО, О.В. ЗУБКО	
ОРГАНІЧНІ РЕЧОВИНИ ЯК ВАЖЛИВИЙ ЧИННИК У МІГРАЦІЇ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ У ПОВЕРХНЕВИХ ВОДАХ	327
П.М. ЛИННИК, А.О. МОРОЗОВА, Т.О. ВАСИЛЬЧУК	
ГІДРОЕКОЛОГІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА КИЇВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА В ЕКСТРЕМАЛЬНИХ УМОВАХ ПРОЯВУ ДЕФІЦИТУ РОЗЧИНЕНОГО КИСНЮ	331
Д.В. ЛУКАШОВ	
ЧИ Є КРИТЕРІСМ ЗАБРУДНЕННЯ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ КОЕФІЦІЄНТИ НАКОПИЧЕННЯ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ ГІДРОБІОНТАМИ?.....	334
О.М. МАРЕНКОВ, А.І. ДВОРЕЦЬКИЙ, Г.С. БІЛОКОНЬ	
РАДІОНУКЛІДНЕ ЗАБРУДНЕННЯ ПРОМИСЛОВИХ ВИДІВ РИБ ДНІПРОВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА.....	338
С.Ф. МАТЧИНСЬКА	
ВПЛИВ ЗАРЕГУЛЮВАННЯ НА СТРУКТУРНУ ОРГАНІЗАЦІЮ УГРУПОВАНЬ ОЛІГОХЕТ СЕРЕДНЬОГО ДНІПРА	341
В.П. МАШИНА	
СТРУКТУРА ЛІТОРАЛЬНОГО МІКРО- І МЕЗОБЕНТОСУ КИЇВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА	345
В.О. МЕДВЕДЬ, А.В. КУРЕЙШЕВИЧ	
ЗМІНИ КАТАЛАЗНОЇ АКТИВНОСТІ ТА ВМІСТУ КАРОТИНОЇДІВ У ВОДОРОСТЕЙ ЗА ДІЇ КОФЕЙНОЇ КИСЛОТИ.....	347
Г. В. МЕЛЕНЧУК, С. В. ДАРАГАН	
ПОКАЗНИКИ ЯКОСТІ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА ВОДОЙМ М. КИЄВА НАВЕСНІ 2010 РОКУ	350
О.Б. МЕХЕД, Б.В. ЯКОВЕНКО	
ВПЛИВ ГЕРБІЦИДНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА НА МЕТАБОЛІЧНІ ПРОЦЕСИ В ТКАНИНАХ БІЛОГО АМУРА	353
М.О. МИРОНЮК	
МЕТАБОЛІЧНА АДАПТАЦІЯ РИБ В УМОВАХ НАФТОВОГО ЗАБРУДНЕННЯ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА	356

В.И. МОНЧЕНКО	
ПРЕДПОЛАГАЕМЫЕ ПРЕДПОСЫЛКИ ПАРАЗИТИЧЕСКОГО ТРЕНДА В ЭВОЛЮЦИИ ПОНТО-КАСПИЙСКИХ СУСЛОРИДАЕ (СОРЕПОДА).	360
И.А. МОРОЗОВСКАЯ, А.А. ПРОТАСОВ	
ДИНАМИКА ИЗМЕНЕНИЯ РАЗМЕРНОГО СОСТАВА ДРЕЙССЕНЫ (<i>Dreissena polymorpha</i> Pallas) И ФЕНОТИПИЧЕСКОЙ ИЗМЕНЧИВОСТИ В ВОДОЕМЕ-ОХЛАДИТЕЛЕ ХМЕЛЬНИЦКОЙ АЭС	364
О.Б. НАЗАРОВ, Д.І. ГУДКОВ, Х.Д. ГАНЖА, Д.Д. ГАНЖА, Б.І. ФЕДОРЕНКО	
ВПЛИВ ГІДРОМЕТЕОРОЛОГІЧНИХ ФАКТОРІВ НА НАКОПИЧЕННЯ РАДІОНУКЛІДІВ ТА ФОРМУВАННЯ ДОЗОВОГО НАВАНТАЖЕННЯ ВИЩОЮ ВОДЯНОЮ РОСЛИННІСТЮ	367
К.М. НАЗРУК, І.С. ХАМАР	
СКЛАД І СТРУКТУРА УГРУПОВАНЬ ЗООПЛАНКТОНУ ОЗЕРА ПІСОЧНЕ ШАЦЬКОГО НАЦІОНАЛЬНОГО ПРИРОДНОГО ПАРКУ	370
Р.О. НОВІЦЬКИЙ	
НОВІ ВИДИ ГІДРОБІОНТІВ-АУТОВСЕЛЕНЦІВ У ДНІПРОВСЬКОМУ ВОДОСХОВИЩІ	373
О.П. ОКСЮК, О.А. ДАВИДОВ, Ю.Г. КАРПЕЗО	
МІКРОФІТОБЕНТОС КАХОВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА В СУЧАСНИЙ ПЕРІОД.....	377
М.Ю. ОМЕЛЬЯНЕНКО, Н.М. ЛЯЛЮК	
ОСОБЛИВОСТІ СКЛАДУ ТА КІЛЬКІСНОГО РОЗВИТКУ ФІТОПЛАНКТОНУ МАЛИХ РІЧОК ПІВНІЧНОГО ПРИАЗОВ'Я.....	380
В.М. ПАЗИЧ	
РІСТ І РОЗВИТОК ЕЙХОРНІЇ ПРЕКРАСНОЇ В ЗАБРУДНеноМУ ВОДНОМУ СЕРЕДОВИЩІ.....	383
М.М. ПАМПУРА, Л.Н. ЯНОВИЧ	
РАСПРОСТРАНЕНИЕ И ЭКОЛОГИЯ МОЛЛЮСКОВ РОДОВ PSEUDANODONTA И ANODONTA (MOLLUSCA: BIVALVIA: UNIONIDAE: ANODONTINAE) В БАССЕЙНЕ ДНЕПРА В ПРЕДЕЛАХ УКРАИНЫ	387
М.К. ПАЦЮК	
ГОЛІ ЛОБОЗНІ АМЕБИ (LOBOZEA, GYMNAMEBIA) ДЕЯКИХ ВОДОЙМ ОКОЛИЦЬ М. РАДОМИШЛЬ	390
О.В. ПАШКОВА	
ЛІТОРАЛЬНИЙ ЗООПЛАНКТОН У ДНІПРОВСЬКИХ ВОДОСХОВИЩАХ РІЗНОГО ТИПУ	395
М.О. ПЛАТОНОВ, Д.В. СКВІРСЬКА, О.П. МАЦВЕЙКО	
ОЦІНКА ТОКСИЧНОСТІ ІНСЕКТИЦИДУ АКЦЕНТ МЕТОДОМ БІОТЕСТУВАННЯ НА ГІЛІЯСТОВУСИХ РАЧКАХ У ГОСТРИХ ДОСЛІДАХ	399
Ю.В. ПЛІГІН, С.Ф. МАТЧИНСЬКА, Н.І. ЖЕЛЕЗНЯК, Т.М. КОРОТКЕВИЧ	
СУКЦЕСІЙНІ ПРОЦЕСИ В ЦЕНОЗАХ МАКРОЗООБЕНТОСУ КИЇВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА	402
Н.М. ПОНОМАРЕНКО, В.І. ЩЕРБАК	
ВІДХОДИ ПИВОВАРНОГО ВИРОБНИЦТВА У ФОРМУВАННІ ПРИРОДНОЇ КОРМОВОЇ БАЗИ АКВАКУЛЬТУРИ.....	405
Е.В. ПОТИХА	
ДИНАМИКА БИОМАССЫ И ЧИСЛЕННОСТИ БЕНТОСА В ВОДОТОКАХ СИХОТЭ-АЛИНСКОГО БИОСФЕРНОГО ЗАПОВЕДНИКА (ПРИМОРЬЕ, РОССИЯ)	408
Г.А. ПРОКОПОВ, Т.Г. ТЕМНАЯ, А.В. РЫБАЧУК	
ОЦЕНКА ВЛИЯНИЯ СТЕПЕНИ ТРАНСФОРМАЦИИ ПОВЕРХНОСТИ ВОДОСБОРА НА КАЧЕСТВО ВОДЫ МАЛЫХ РЕК СЕВЕРНОГО МАКРОСКЛОНА КРЫМСКИХ ГОР.....	412

В.Д. РОМАНЕНКО АКТУАЛЬНІ ГІДРОЕКОЛОГІЧНІ ПРОБЛЕМИ В УМОВАХ ГЛОБАЛЬНИХ ЗМІН КЛІМАТУ	416
О.В. РОМАНЕНКО, М.М. ГРУША БІОЕТИЧНІ АСПЕКТИ ІХТІОЛОГІЧНИХ ТА ЕКОФІЗІОЛОГІЧНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ.....	420
В.Д. РОМАНЕНКО, Ю.Г. КРОТ, Є.В. СТАРОСИЛА ОСОБЛИВОСТІ ФУНКЦІОНУВАННЯ ДРЕЙСЕНО-ГАМАРИДНОГО УГРУПОВАННЯ В УМОВАХ МІКРОКОСМУ: ДИНАМІКА МІКРОБІОЛОГІЧНИХ ПОКАЗНИКІВ	424
Я.І. РУСІНЧУК, О.О. ПРОТАСОВ, А.А. СИЛАЄВА, Н.М. ЛАСКОВЕНКО ДИНАМІКА РОЗВИТКУ ЗООПЕРИФІТОНУ У КИЇВСЬКОМУ ВОДОСХОВИЩІ ТА ДОСЛІДЖЕННЯ АНТИОБРОСТАЮЧОЇ ЗДАТНОСТІ ПОКРИТТІВ	427
Ю.С. РЯБЦЕВА, О.Ю. АНІСТРАТЕНКО, В.В. АНІСТРАТЕНКО МОРФОЛОГІЯ ЕМБРІОНАЛЬНОЇ ЧЕРЕПАШКИ ТА МІНЛИВІСТЬ ТЕЛЕОКОНХА ЧЕРЕВОНОГИХ МОЛЮСКІВ РОДУ <i>VIVIPARUS</i> ФАУНИ УКРАЇНИ.....	430
О.Й. САКЕВИЧ, О.М. УСЕНКО ЕФІРНІ ОЛІЇ ПЛАНКТОННИХ СИНЬОЗЕЛЕНИХ ВОДОРОСТЕЙ	434
Н.В. СВЕЧКОВА ВАЖКІ МЕТАЛИ В ОРГАНІЗМІ РИБИ ТЕПЛОВОДНОГО РИБНОГО ГОСПОДАРСТВА ПРИДНІПРОВСЬКОЇ ДРЕС (М. ДНІПРОПЕТРОВСЬК). ОГЛЯД	438
Ю.В. СИНЮК, Ф.А. ПРИБІЧ ФРАКЦІЙНИЙ СКЛАД БІЛКІВ <i>DAPHNIA MAGNA STRAUS</i> ЯК БІОМАРКЕР ІНТОКСИКАЦІЇ ВАЖКИМИ МЕТАЛАМИ	441
Ю.М. СИТНИК ВАЖКІ МЕТАЛИ В ОРГАНІЗМІ ДЕЯКИХ ВИДІВ РИБ ГИРЛОВОЇ ДІЛЯНКИ РІЧКИ ДЕСНИ.....	444
О.Е. СЛЄПНЬОВ МАКРОЗООБЕНТОС ОЛЕКСАНДРІВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА.....	448
Т.М. СМОЛЬСЬКА, М.Т. ГОНЧАРОВА, Л.С. КІПНІС, І.М. КОНОВЕЦЬ ОЦІНКА ТОКСИЧНОСТІ МЕТАБОЛІТІВ <i>CLADOSPORIUM SP. 249</i> МЕТОДАМИ БІОТЕСТУВАННЯ	451
Л.В. СОБКО ДИНАМІКА ВМІСТУ НІТРАТІВ І НІТРИТІВ У ПИТНІЙ ВОДІ КРЕМЕНЕЦЬКОГО РАЙОНУ У ВЕСНЯНО-ЛІТНІЙ ПЕРІОД.....	454
В.В. СОНДАК СТИР-ГОРИНСЬКИЙ РИБОВІДТВОРЮВАЛЬНИЙ КОМПЛЕКС –ОСНОВА ПРИРОДНОГО РЕЗЕРВАТУ «ЗАХІДНЕ ПОЛІССЯ»	460
Т.В. СОРОКА ВМІСТ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ В АБІОТИЧНИХ КОМПОНЕНТАХ Р. ЗБРУЧ ВОСЕНИ	463
Г.В. СТАНІСЛАВЧУК ОСОБЛИВОСТІ ДИНАМІКИ ВМІСТУ СЕЛЕНУ ТА АКТИВНОСТІ АНТИОКСИДАНТНИХ ФЕРМЕНТІВ В ОРГАНІЗМІ КОРОПА ЗА РІЗНОГО ВМІСТУ СЕЛЕНУ У ВОДНОМУ СЕРЕДОВИЩІ	467
Т.Г. СТОЙКО, Ю.А. МАЗЕЙ ЗООПЛАНКТОННЫЕ СООБЩЕСТВА ПРУДОВ ПРАВОБЕРЕЖЬЯ СРЕДНЕГО ПОВОЛЖЬЯ: ВИДОВАЯ СТРУКТУРА И ПРОСТРАНСТВЕННО-ВРЕМЕННЫЕ МАСШТАБЫ.....	472

Ю.В. ТАРАСОВА	
ЕКОЛОГІЧНІ АСПЕКТИ ВЗАЄМОВІДНОШЕНЬ У БІОЛОГІЧНІЙ СИСТЕМІ "МОЛЮСКИ РОДУ THEODOXUS – ТРЕМАТОДИ"	475
В.М. ТІМЧЕНКО	
МОДЕЛЬ ОПТИМІЗАЦІЇ ЯКОСТІ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА КАСКАДНИХ ВОДОСХОВИЩ (НА ПРИКЛАДІ ДНІПРОВСЬКИХ)	478
В.В. ТИХОСТУП	
ФЛОРИСТИЧНА СТРУКТУРА ПРИБЕРЕЖНОЇ ТА ВОДНОЇ РОСЛИННОСТІ В ПІДЗОНІ ПІВНІЧНИХ СТЕПІВ	481
І.П. ТОРУБАРА, А.С. КИРИЛЕНКО, А.І. ДВОРЕЦЬКИЙ, О.С. СОСНОВЩЕНКО, В.В. ЗАЙЦЕВ, В.П. НЕЧЕПОРЕНКО	
ДИНАМІКА МІНЕРАЛЬНИХ ФОРМ АЗОТУ У ВОДІ ВЕРХНЬОЇ ЧАСТИНИ ДНІПРОВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА	486
В.В. ТРИЛІС, Г.О. КАРПОВА, Т.М. НОВОСЬОЛОВА, Н.Г. ПАНЬКОВА	
ГІДРОБІОЛОГІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА РЕФЕРЕНЦІЙНОЇ ДІЛЯНКИ Р. СЛУЧ (ПРИТОКА Р. ГОРИНЬ)	489
В.М. ТРОХИМЕЦЬ, І.С. БЕЗУГЛА, Б.П. ФЕСЯНОВ	
СЕЗОННА ХАРАКТЕРИСТИКА ЛІТОРАЛЬНОГО ЗООПЛАНКТОНУ ВЕРХІВ'Я КИЇВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА	492
О.І. УВАЄВА, А.П. СТАДНИЧЕНКО, Н.О. ФЕДОРЕНКО	
РОЛЬ ПЕРЕДНЬОЗЯБРОВИХ МОЛЮСКІВ В ОСАДЖЕННІ ЗАВИСІВ ЗА РІЗНОЇ ЇХ ЩІЛЬНОСТІ ПОСЕЛЕННЯ	496
О.Є. УСОВ	
СКЛАД ТА ОСОБЛИВОСТІ РОЗПОДІЛУ ФІТОФІЛЬНОЇ МАКРОФАУНИ РІЧКОВОЇ СИСТЕМИ ДЕСНИ	498
Г.І. ФАЛЬФУШИНСЬКА, Л.Л. ГНАТИШИНА, В.В. ДЯКОВ, О.О. ШУЛДИК, Й.К. НАМ, О.Б. СТОЛЯР	
СТАН МОЛЕКУЛЯРНИХ СИСТЕМ ДЕТОКСИКАЦІЇ КАРАСЯ <i>CARASSIUS</i> <i>AURATUS GIBELIO</i> ВЛОСН З РІЗНИХ ПОПУЛЯЦІЙ ЗА ДІЇ ТЮКАРБАМАТНОГО ФУНГІЦИДУ	502
О.В. ФЕДОНЕНКО, Н.Б. ЄСПОВА, Т.С. ШАРАМОК, В.О. ЯКОВЕНКО, Т.В. АНАНЬЄВА	
ЕКОЛОГІЧНІ АСПЕКТИ СУЧАСНОГО СТАНУ ПРОМИСЛОВОГО ІХТІОКОМПЛЕКСУ ЗАПОРІЗЬКОГО (ДНІПРОВСЬКОГО) ВОДОСХОВИЩА	506
М.І. ХИЖНЯК, М.Ю. ЄВТУШЕНКО, І.А. МАЙСТРУК, М.М. СИДОРЕНКО	
СТРУКТУРНА ОРГАНІЗАЦІЯ ФІТОПЛАНКТОНУ ОЗЕР ШАЦЬКОГО НАЦІОНАЛЬНОГО ПРИРОДНОГО ПАРКУ УКРАЇНИ	509
М.І. ХИЖНЯК, Н.І. ЦЬОНЬ, О.Я. ДУМИЧ	
ДИНАМІКА ЧИСЕЛЬНОСТІ ЗООПЛАНКТОНУ У СТАВАХ, УДОБРЕНИХ ЗЕРНОВОЮ БАРДОЮ	513
Л.М. ХЛУС	
ДИНАМІКА РОЗМІРНО-ВІКОВОЇ СТРУКТУРИ ЛОКАЛЬНОЇ ПОПУЛЯЦІЇ <i>UNIO PICTORUM</i> L. З ЗОНИ НЕВИСНАЖЛИВОГО ВИКОРИСТАННЯ	516
В.О. ХОМЕНЧУК, В.Я. БІЯК, С.Р. СІМЧУК, Ю.І. СЕНИК, О.О. РАБЧЕНЮК, В.З. КУРАНТ	
ОСОБЛИВОСТІ ПОГЛИНАННЯ ІОНІВ ЦИНКУ ТА КАДМІЮ КИШЕЧНИКОМ КОРОПА	520
К.М. ЦАПЛІНА	524
ПРОДУКЦІЙНІ ХАРАКТЕРИСТИКИ ВИЩИХ ВОДЯНИХ РОСЛИН КИЇВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА НА СУЧАСНОМУ ЕТАПІ ФУНКЦІОНУВАННЯ ЇЇ ЕКОСИСТЕМИ	524

Т.А. ШАРАПОВА	
К ИУЧЕНИЮ ЗООПЕРИФИТОНА В ПРОТОКАХ КРУПНЫХ РЕК	
ЗАПАДНОЙ СИБИРИ	527
І.О. ШАХМАН, Н.С. ЛОБОДА	
ОЦІНКА СТАНУ ВОДНИХ РЕСУРСІВ НИЖНЬОГО ПОДНІПРОВ'Я В	
УМОВАХ ВОДОГОСПОДАРСЬКОЇ ДІЯЛЬНОСТІ	530
Н.Л. ШЕВЦОВА	
ЧАСТОТА АБЕРАЦІЙ ХРОМОСОМ ВИЩИХ ВОДЯНИХ РОСЛИН ЯК	
БІОМАРКЕР РАДІОНУКЛІДНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ВОДОЙМ	533
Т.Ф. ШЕВЧЕНКО	
ЦЕНОЛОГІЧНИЙ АНАЛІЗ ФІТОЕПІФІТОНУ ЗЕЛЕНИХ НИТЧАСТИХ	
ВОДОРОСТЕЙ ВОДОЙМ-ОХОЛОДЖУВАЧІВ ТЕПЛОВИХ ТА АТОМНИХ	
ЕЛЕКТРОСТАНЦІЙ УКРАЇНИ.....	537
С. Ю. ШЕВЧУК	
ОСОБЛИВОСТІ МОРФОЛОГІЇ І ЕКОЛОГІЇ ДЕЯКИХ ГЕТЕРОТРОФНИХ	
ДЖГУТИКОВИХ (PROTISTA) УКРАЇНСЬКОГО ПОЛІССЯ	540
Ю.С. ШЕЛЮК	
СТРУКТУРНО-ФУНКЦІОНАЛЬНА ХАРАКТЕРИСТИКА ФІТОПЛАНКТОНУ	
ТЕТЕРІВСЬКИХ ВОДОСХОВИЩ	546
В.І. ЩЕРБАК, Г.М. ЗАДОРЖНА	
ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН КИЇВСЬКОЇ ДІЛЯНКИ КАНІВСЬКОГО	
ВОДОСХОВИЩА ВЗИМКУ 2010 РОКУ	549
В.І. ЩЕРБАК, М.Л. КЛЄСТОВ, Н.В. МАЙСТРОВА, Н.Є. СЕМЕНЮК	
ТАКСОНОМІЧНЕ РІЗНОМАНІТТЯ АЛЬГОФЛОРИ АКВАЛАНДШАФТІВ	
ВОЛИНСЬКОГО І РІВНЕНСЬКОГО ПОЛІССЯ	552
В.І. ЩЕРБАК, Н.Є. СЕМЕНЮК	
ФУНКЦІОНАЛЬНА ХАРАКТЕРИСТИКА ФІТОПЛАНКТОНУ ВОДОЙМ	
МЕГАПОЛІСУ	556
В.І. ЮРИШИНЕЦЬ, Ю.С. ІВАСЮК, Н.В. ЗАГЧЕНКО	
СИМБІОЦЕНОЗ МОЛЮСКІВ <i>DREISSENA POLYMORPHA</i> (PALLAS)	
У ВОДОЙМІ-ОХОЛОДЖУВАЧІ ХМЕЛЬНИЦЬКОЇ АЕС.....	559
В.Ю. ЯВОРСЬКИЙ	
ДОСЛІДЖЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ТРАНСКОРДОННОЇ ДІЛЯНКИ	
ДЕСНИ ЗА ПОКАЗНИКАМИ МАКРОФАУНИ.....	563
В.М. ЯКУШИН, В.І. ЩЕРБАК, Ю.В. ПЛІГІН, Н.В. МАЙСТРОВА	
ОЦІНКА СТАНУ БІОТИ КИЇВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА В ЗИМОВИЙ	
ПЕРІОД 2010 РОКУ	566
Л.М. ЯНОВИЧ, Л.А. ВАСІЛЬЄВА, О.І. ЖАЛАЙ	
АНАЛІЗ ДЕЯКИХ ДІАГНОСТИЧНИХ ОЗНАК МОЛЮСКІВ РОДУ <i>UNIO</i>	
(<i>BIVALVIA</i> , <i>UNIONIDAE</i>) УКРАЇНИ	570



Здано до складання 21.06.2010. Підписано до друку 20.07.2010. Формат 60 x 84/18. Папір друкарський.
Умовних друкованих аркушів — 42,4. Обліково-видавничих аркушів — 48,7. Замовлення № 24.
Наклад 300 прим. Видавничий відділ ТНПУ 46027, м. Тернопіль, вул. М. Кривоноса, 2
Свідоцтво про держреєстрацію: KB № 15884-4356P від 27.10.2009