



ISSN 0320—9652

АКАДЕМИЯ  
НАУК  
СССР

**БИОЛОГИЯ  
ВНУТРЕННИХ  
ВОД**

**№**

**ИНФОРМАЦИОННЫЙ БЮЛЛЕТЕНЬ**

**84**

АКАДЕМИЯ НАУК СССР  
ИНСТИТУТ БИОЛОГИИ ВНУТРЕННИХ ВОД  
НАУЧНЫЙ СОВЕТ ПО ПРОБЛЕМАМ  
ГИДРОБИОЛОГИИ, ИХТИОЛОГИИ И ИСПОЛЬЗОВАНИЯ  
БИОЛОГИЧЕСКИХ РЕСУРСОВ ВОДОЕМОВ

# БИОЛОГИЯ ВНУТРЕННИХ ВОД

ИНФОРМАЦИОННЫЙ БЮЛЛЕТЕНЬ  
**№ 84**



ЛЕНИНГРАД  
„НАУКА“  
ЛЕНИНГРАДСКОЕ ОТДЕЛЕНИЕ  
1989

Academy of Sciences of the USSR  
I.D. Papanin Institute of Biology of Inland Waters  
Scientific Council for problems of hydrobiology,  
ichthyology and utilization of biological  
resources of waterbodies

Biology of Inland Waters  
Information Bulletin

№ 84

УДК 574.5(28)

Бюллетень содержит оригинальные сообщения по микробиологии, гидробиологии, ихтиологии и гидрохимии внутренних водоемов. Рассматривается ряд новых методических приемов гидробиологических и гидрохимических исследований.

Выпуск рассчитан на широкий круг специалистов, изучающих внутренние водоемы.

Ответственный редактор Т.И. ДОБРЫНИНА  
Рецензенты: Б.А. ФЛЕРОВ, Ю.С. РЕШЕТНИКОВ

**ИНСТИТУТ БИОЛОГИИ**  
**внутренних вод им. И.Д. Папанина**  
**АН СССР**  
**БИБЛИОТЕКА**  
**ИНВ. № 36 670 л**

Б 1903040100-637 484-89  
055(02)-89

© Издательство „Наука“, 1989 г.

УДК 576.8(28)

Н.А. Лаптева, Т.И. Свистунова

# МИКРОБИОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА СОЛЕННЫХ ОЗЕР КРЫМА

Для изучения микробиологических процессов в соленых водоемах с апреля по октябрь 1987 г. был обследован ряд озер Крыма: Сакское, расположенное в западной части Крымского полуострова близ Евпатории, а также Ярылгач и Джарылгач в западной части Тарханкутского полуострова. Восточная часть оз. Сакского служит источником лечебных грязей, куда летом постоянно производится закачка воды из Черного моря. В 1987 г. соленость здесь поддерживалась на уровне 90 г/л, в октябре возрастающая в 1,3 раза, тогда как в западной части из-за постоянного подтока воды из пресного озера соленость не превышала 60 г/л. В озерах Ярылгач и Джарылгач она составляла соответственно 60 и 100–130 г/л.

Задача исследований – определение общей численности бактерий, сапрофитов, олигокарбофильных микроорганизмов и продукции бактериальной биомассы. Последнюю рассчитывали по величинам темновой ассимиляции углекислоты [3]. Удельные массы бактериальных клеток принимали за единицу. Число олигокарбофильных бактерий в воде учитывали путем посевов в пробирки со стерильной водой исследуемого водоема по методу десятикратных разведений [4]. Карбонаты определяли прямым титрованием 100 мл рапы 0,1 н раствором  $\text{HCl}$  с индикатором метилротом. Для прямого подсчета бактерий воду профильтровывали через мембранный фильтр „Синпор” с диаметром пор 0,3 мкм.

Глубина водоемов – 0,6–1 м. Прозрачность воды в оз. Ярылгач и западной части оз. Сакского составляла 0,2–0,3 м. В оз. Джарылгач и в восточной части оз. Сакского она соответствовала глубине, но в последней в июле снизилась в 3 раза. Температура воды весной и осенью колебалась от 9 до 14 °С, летом – от 24 до 28 °С. Кислород содержался у поверхности воды в пределах 6,5–7 мг/л, рН был равен 8–8,5.

Показатель	Сакское, восточный бассейн					Сакское, западный	
	22 IY	23 Y	26 YI	24 YII	22 IX	23 Y	26 YI
Число бактерий, млн кл./мл	1,4	0,5	1,4	1,5	1,8	4,0	2,30
Биомасса (B) бактерий, мкг С/л	147,0	54,6	147,0	157,5	189,9	420,0	241,50
Продукция бактериальной биомассы, мкг С/(л·сут)	15,0	58,3	71,7	50,0	21,2	333,0	93,30
Продукция фитопланктона, мг С/(л·сут)	0,6	0,1	0,1	0,3	-	0,2	0,99
Темновая ассимиляция (ТА), мкг С/(л·сут)	0,9	3,5	4,3	3,0	1,3	20,1	5,60
ТА, млрд кл.·мкг С/(л·сут)	0,6	10,6	5,0	3,3	1,2	8,0	3,50
ТА/В, %	0,6	6,4	2,9	1,9	0,7	4,8	2,30
Время генерации, ч	17,1	22,4	41,8	60,3	156,9	28,4	51,00

\* Данные В.В. Бульона.

Общее количество бактерий в воде озер варьировало от 0,2 до 4 млн кл./мл (см. таблицу). В восточной части оз. Сакского численность бактерий и их биомасса были ниже, чем в западной. Максимум прироста бактериальной биомассы в восточной части приходится на летние месяцы, тогда как значительная доля органического вещества продуцировалась водорослями весной. В западной части озера бактериальная продукция и интенсивность фотосинтеза были значительно выше. Исследования, проведенные на этом озере в 1974 г. Э.Г. Добрыниным [1], показали высокую общую численность бактерий (18–38 млн кл./мл) при их низкой удельной активности.

В озерах Тарханкутского полуострова максимальную численность бактерий наблюдали весной (оз. Ярылгач) и в начале лета (оз. Джарылгач). В летние месяцы их количество снизилось, а осенью насчитывалось лишь сотни тысяч в 1 мл воды. Максимальный прирост биомассы бактерий отмечали летом при температуре воды 25 °С.

Гетеротрофная ассимиляция углекислоты бактериопланктоном соленых озер по величинам была сравнима с таковой пресных водоемов [2]. Максимальных значений, как правило, она достигала в летние месяцы. Для сравнения бактериальной активности в озерах количество ассимилированной углекислоты рассчитывали на 1 млрд бактериальных клеток и на их биомассу. Полученные отношения варьировали в зависимости от сезона от 0,6 до 10%. В оз. Сакском наибольшие значения наблюдали в конце мая, в оз. Ярылгач – летом, в оз. Джарылгач максимальный процент ассимилированной углекислоты на 1 млрд клеток совпадал с низкой численностью бактерий. Эти данные свидетельствуют о высокой удельной активности микрофлоры в оз. Ярылгач и западном бассейне оз. Сакского.

бассейн		Ярылгач					Джарылгач	
	20 УІІ	25 ІУ	1 УІ	29 УІІ	14 X	1 УІ	29 УІІ	14 X
	2,2	3,8	0,4	1,1	0,24	1,44	0,7	0,2
	231,0	399,0	25,2	73,5	15,70	94,50	48,3	14,7
	187,0	99,0	42,7	120,7	16,00	26,50	38,3	5,5
	1,9	—	1,2*	1,45*	—	0,02*	0,04*	—
	11,2	5,9	2,6	7,6	0,96	1,59	2,3	0,3
	3,3	1,6	6,5	6,9	4,00	1,10	3,1	10,7
	4,8	1,5	10,3	10,3	6,10	1,70	4,8	2,2
	28,0	7,5	16,8	17,0	23,60	67,20	28,5	52,3

Установлено, что микроорганизмы с наибольшей скоростью размножались в оз. Ярылгач. Здесь, так же как и в восточной части оз. Сакского, малые величины генерации совпадают с периодом активного фотосинтеза водорослей.

Численность сапрофитных бактерий достигала 30 тыс. кл./мл в оз. Сакском и сотен клеток в озерах Джарылгач и Ярылгач. В оз. Сакском сапрофиты составили около 2% от общего количества бактерий, что свидетельствует о значительном содержании легкоусвояемого органического вещества. В других озерах этот показатель колебался от 0,14 до 0,36%. Численность олигокарбофильных бактерий была высокой — 10–1000 тыс. кл./мл и составляла в оз. Сакском 40–50%, а в оз. Джарылгач — 60% от общего количества микроорганизмов. В оз. Ярылгач порядок величин общего числа бактерий совпадал с таковым олигокарбофильных. Полученные данные свидетельствуют, что значительная часть микроорганизмов в исследуемых озерах находилась в состоянии физиологической активности. При этом микробиологические процессы наиболее интенсивно протекали в оз. Ярылгач.

#### Л и т е р а т у р а

1. Д о б р ы н и н Э.Г. Характеристика круговорота органического вещества в гипергалинных водоемах Крыма // Микробиологические и химические процессы деструкции органического вещества в водоемах. Л., 1979.
2. Л а п т е в а Н.А., М о н а к о в а С.В. Микробиологическая характеристика озер Ярославской области // Микробиология. 1976. Т. 45, № 4.

3. Романенко В.И., Кузнецов С.И. Экология микроорганизмов пресных водоемов. Л., 1974.
4. Романенко В.И., Лаптева Н.А., Даукшта А.С. Использование меченого гидролизата белка для определения границы развития бактерий в разведениях на натуральной воде // Гидробиол. журн. 1976. Т. 12, № 5.

Институт биологии внутренних вод  
им. И.Д. Папанина АН СССР

УДК 579.841.4-68

В.И. Романенко

## ВЛИЯНИЕ АЗИДА НАТРИЯ НА АССИМИЛЯЦИЮ $\text{CO}_2$ ГЕТЕРОТРОФНЫМИ БАКТЕРИЯМИ

Азид натрия ( $\text{NaN}_3$ ) относится к группе ферментных ядов, блокирующих специфические реакции в живых клетках организмов. Известно, что в малых дозах он резко подавляет развитие автотрофно-хемосинтезирующих бактерий.

Уже отмечалось [1], что углекислота в водоемах в темноте ассимилируется как хемосинтезирующими, так и гетеротрофными бактериями, но вклад последних в суммарное количество потребляемой  $\text{CO}_2$  во многих случаях резко преобладает ввиду постоянного доминирования гетеротрофов в большинстве экологических ниш водоемов.

Первая попытка разделить с помощью  $\text{NaN}_3$  потребление  $\text{CO}_2$  разными группами микроорганизмов была предпринята Ю.И. Сорокиным [3]. В некоторых работах, появившихся в печати за последнее время [2], утверждается, что  $\text{NaN}_3$  в концентрации 5–7,5 мг/л воды или ила подавляет только деятельность автотрофных бактерий и что, используя его, можно отделить один процесс фиксации  $\text{CO}_2$  от другого.

Мы провели опыты по влиянию  $\text{NaN}_3$  на фиксацию  $\text{CO}_2$  чистыми культурами гетеротрофных бактерий. В эксперименте были использованы бесспорные и спороносные микроорганизмы.\* В качестве питательной среды брали воду из р. Волги, простерилизованную по 300 мл в колбах. Перед посевом в воду вносили мясо-пептонный бульон – 5 мл/л воды. Среду в колбах заражали свежей культурой бактерий – несколько десятков тысяч клеток на 1 мл. Содержимое колб разливали по пробиркам объемом 7,7–9,5 мл, куда вносили в соответствующем разведении  $\text{NaN}_3$  и 0,5 мл меченого карбоната с

---

\* Культуры бактерий получены в Ин-те микробиологии АН СССР у Е.П. Розановой.

Влияние  $\text{NaNO}_3$  на гетеротрофную ассимиляцию  $\text{CO}_2$  у некоторых видов бактерий

Концентрация $\text{NaNO}_3$ , мг/л	<i>Pseudomonas lacticolum</i>			<i>Pseudomonas chlororaphis</i>			<i>Bacillus mycoides</i>		
	I	II	III	I	II	III	I	II	III
Контроль	246	7.38	0	1449	43.5	0	2564	76.90	0
5	205	6.15	17	1068	32.0	26	1689	50.70	35.2
10	179	5.37	27	762	22.9	47	664	19.90	73.9
15	153	4.53	38	661	19.8	54	176	5.28	93.1
20	117	3.51	52	634	19.0	56	126	3.78	95.1
40	70	2.10	72	113	3.4	92	26	0.78	99.0
80	68	2.04	73	58	1.7	96	11	0.33	99.6
100	59	1.77	76	45	1.4	98	11	0.33	99.6

Примечание. I – радиоактивность бактерий, имп./мин; II – ассимиляция  $\text{CO}_2$ , мкг с/л; III – подавление ассимиляции  $\text{CO}_2$ , % от контроля.



активностью под счетчиком Гейгера  $0,6 \cdot 10^6$  имп./мин. Объем каждой пробы доводили до 10 мл средой и пробирки закрывали резиновыми пробками. Растворы  $\text{Na}\text{N}_3$  подбирали таким образом, чтобы в 10 мл питательной среды его концентрация колебалась в разных пробирках от 5 до 100 мг/л. В качестве контроля использовали ту же среду без  $\text{Na}\text{N}_3$ . Через 2 сут растворы фиксировали формалином и фильтровали через мембранные фильтры, задерживающие бактерии. После обработки фильтров слабой соляной кислотой радиоактивность бактерий на них подсчитывали под торцовым счетчиком Гейгера.

Из приведенных в таблице данных следует, что 5 мг азидов подавляют ассимиляцию  $\text{CO}_2$  у чистых культур микроорганизмов на 17–35%, 10 мг – на 27–74%. Существенное подавление их развития наблюдается при концентрации азидов 80 мг/л среды.

Культуры, используемые в этом эксперименте, наиболее сильно реагируют на воздействие  $\text{Na}\text{N}_3$ . У ряда других бактерий, результаты по которым здесь не приводятся,  $\text{Na}\text{N}_3$  в концентрациях 5–10 мг/л подавляет ассимиляцию  $\text{CO}_2$  чаще всего на 15–20%. Если бы яд угнетал гетеротрофную ассимиляцию  $\text{CO}_2$  даже на 1–5%, то и в этом случае нельзя было бы понять, какое количество углекислоты ассимилируется авто-, а какое гетеротрофными организмами в воде и донных отложениях водоемов. Из опытов с натуральной микрофлорой следует, что в водоемах присутствует очень много азидрезистентной микрофлоры: зачастую 100–150 мг  $\text{Na}\text{N}_3$  подавляет темновую ассимиляцию  $\text{CO}_2$  в воде волжских водохранилищ всего на 50%. Этот фактор вносит дополнительные трудности в использование азидов для решения поставленной проблемы. Таким образом, применение азидов натрия для разделения процессов авто- и гетеротрофной ассимиляции  $\text{CO}_2$  в водоемах не имеет под собой оснований.

## Л и т е р а т у р а

1. Романенко В.И. Микробиологические процессы продукции и деструкции органического вещества во внутренних водоемах. Л., 1985.
2. Саралов А.И., Крылова И.Н., Кузнецов С.И. Модификация метода Сорокина для отдельного определения интенсивности бактериального хемосинтеза и гетеротрофной ассимиляции углекислоты в водоемах // Микробиология. 1984. Т. 53, вып. 6.
3. Сорокин Ю.И. О бактериальном хемосинтезе в иловых отложениях // Микробиология. 1955. Т. 24, вып. 4.

Институт биологии внутренних вод  
им. И.Д. Папанина АН СССР

С.И. Генкал, А.Е. Кузьмина

О НОВОМ ВИДЕ ИЗ РОДА CYCLOTELLA KÜTZ.  
(BACILLARIOPHYTA)

При изучении проб фитопланктона, собранных в августе 1981 г. в р. Хантайке, была обнаружена в большом количестве (до 50 тыс. кл./л) новая колониальная диатомовая водоросль из рода *Cyclotella*. Дальнейшие исследования (июль-сентябрь 1982 г.) показали, что этот вид вегетирует в оз. Хантайском (до 200 тыс. кл./л), откуда по р. Хантайке проникает в Хантайское водохранилище, достигая заметных величин (до 132 тыс. кл./л) на ближайшем к зоне выклинивания подпора Северном створе. Ниже приводится описание этого вида.

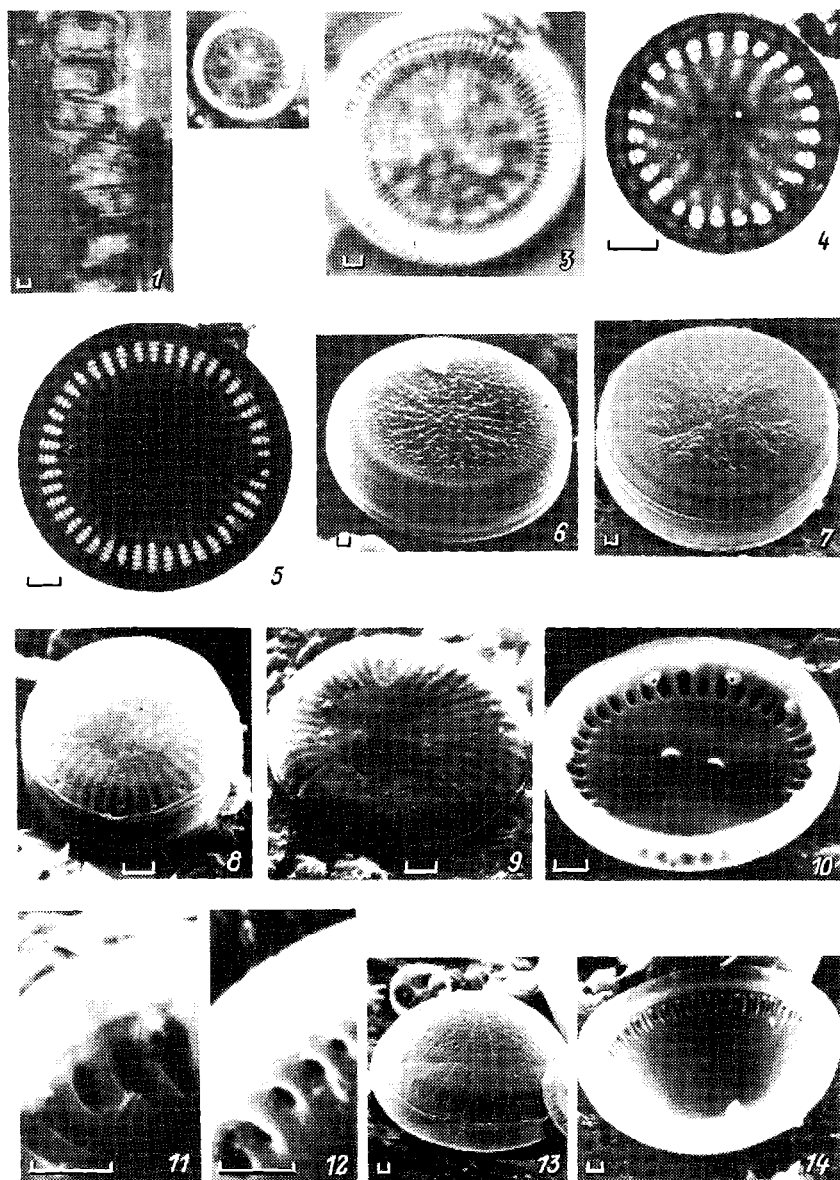
*Cyclotella chantaica* Kuzmina et Genkal sp. nov.

Cellulae coloniales, in catenulas 4-41 conjunctae, solitariae interdum in gregas amorphos congestae, facie connectivali tympaniformes (tab., 1, 6-8). Valvae rotundae planae, interdum sectoribus angustis convexis, a centro divergentibus (tab., 2, 7), 3,4-21,8  $\mu\text{m}$  in diam. (tab., 1-10). Area marginalis ad 1/3 radii valvae occipans, striis 18-35 pro 10  $\mu\text{m}$ . Fultoportulae 1-5 centro valvae (tab., 10), necnon anulatim dispositae alveolis perpendiculares (tab., 10, 11), et rimoportula parte interna alveolis parallela vel subangulo directa (tab., 12), omnes ab exteriori visae foraminiformes (tab., 8, 9) observantur. Auxosporae absunt (tab., 13, 14).

T y p u s: URSS, Rossia, Sibiria, fl. Chantaika, VIII 1981, A.E. Kuzmina; in Instituto Biologiae Aquarum Acad. Sci. URSS (Regio Jaroslavlensis, pag. Borok) conservatur.

A f f i n i t a s: Species nostra coloniis brevibus et ambitu frustulorum *C. chaetoceras* Lemm. affinis est, a qua area centrali diametro valvae et numero striarum pro 10  $\mu\text{m}$  differt.

Клетки колониальные по 4-41 в цепочке, одиночные, иногда соединенные в бесформенные группы, с пояска в виде барабана (см. таблицу, 1, 6-8). Створки круглые, плоские, иногда на створке имеются выпуклости в виде узких секторов, расходящихся от центра (см. таблицу, 2, 7), 3,4-21,8 мкм в диаметре (см. таблицу, 1-10). Краевая зона до 1/3 радиуса створки, штрихов 18-35 в 10 мкм. В центральном поле 1-5 подпертых выростов с двумя подпорками (см. таблицу, 10). На загибе створки кольцо подпертых выростов с двумя подпорками, ориентированными перпендикулярно альвеолам (см. таблицу, 10, 11), и один шелевидный вырост, внутренняя часть которого располагается параллельно альвеолам (см. таблицу, 12) или под углом к ним (см. таблицу, 11). С внеш-



Электронные микрофотографии *Cyclotella chantaica* Kuzmina et Genkal.

1 - колония клеток; 2-5, 9 - створки; 6-8 - панцири; 10 - внутренняя поверхность створок; 11, 12 - шелевидный вырост; 13, 14 - ауксоспоры, 1-3 - СМ, 4-5 - ТЭМ, 6-14 - СЭМ. Масштаб соответствует 1 мкм.

ней поверхности створки оба типа выростов имеют вид отверстия (см. таблицу, 8, 9). Есть аукоспоры (см. таблицу, 13, 14).

Т и п: СССР, РСФСР, Сибирь, р. Хантайка, УИИ 1981, А.Е. Кузьмина; хранится в Институте биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина АН СССР (Ярославская обл., пос. Борок).

По наличию коротких колоний и общему абрису панциря сходна с *C. chaetoceras* Lemm., однако отличается от нее по структуре центрального поля, диаметру створки и числу штрихов в 10 мкм.

Встречается по всей толще водохранилища при температуре воды 3–17 °С, прозрачности – 2–4,5 м по диску Секки. Максимальная численность *C. chantaica* отмечена в сентябре при температуре воды 7,3–8,8 °С, минимальная – в июле почти при том же температурном режиме (3–9 °С). Наблюдалось уменьшение вида от северного участка водохранилища к южному. На Северном створе (ближе к р. Хантайке) *C. chantaica* была приурочена к придонным горизонтам, что обусловлено, вероятно, оседанием ее в результате резкого снижения скорости течения. В августе 1981 г. в основном встречались колониальные формы с диаметром 8 мкм, высотой створки 3–5 мкм, тогда как в 1982 г. вегетировали больше одиночные клетки или клетки, соединенные в бесформенные группы обычно с диаметром 10–12 мкм.

Институт биологии внутренних вод  
им. И.Д. Папанина АН СССР  
Лимнологический институт СО АН СССР

УДК 574.583(285.2):581

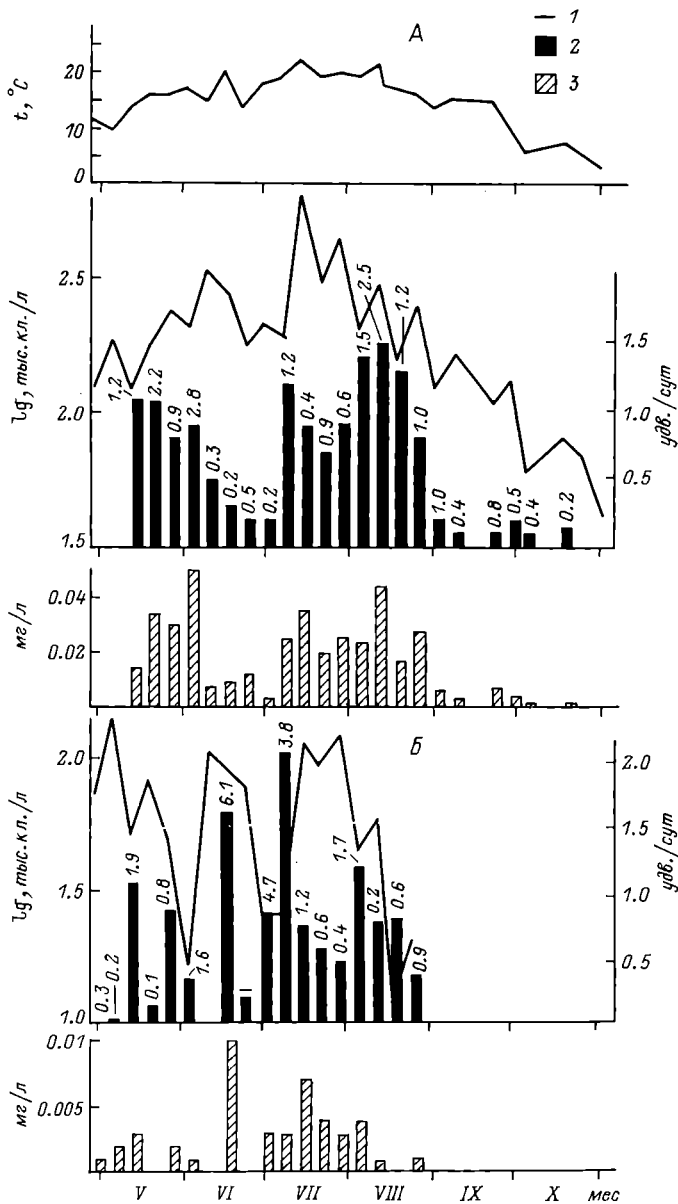
В.А. Елизарова

ИНТЕНСИВНОСТЬ РОСТА

*SCENEDESMUS QUADRICAUDA* (TURP.) BRÉB.  
И *S. ACUMINATUS* (LAGERH.) CHOD.

В ПЛАНКТОНЕ РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Настоящее сообщение о росте планктонных водорослей в Рыбинском водохранилище посвящено двум обычным представителям хлорококковых. Скорость роста определяли еженедельно с 28 апреля по 4 ноября 1983 г. в экспериментах *in situ* с природным фитопланктоном по методике, описанной ранее [1]. Отметим лишь, что опытные сосуды экспонировали в водоеме в 3 повторностях 1 сут с апреля по сентябрь, 2 сут – в октябре, 3 сут – в ноябре. Клетки считали до 100 экз. каждого вида в камере типа Учинская объемом 0,01 мл. Продукцию сырой биомассы за время вегетации получали суммированием величин за отдельные недели, вычисляемые в свою очередь по среднесуточным (среднеарифметическим) за семидневку. Суточный Р/В-коэффициент рассчитывали по приросту на единицу начальной биомассы.



Сезонная динамика численности (1), скорости роста (2) и суточной продукции биомассы (3).

А - *Scenedesmus quadricauda*, Б - *S. acuminatus*. Цифры над столбиками - Р/В-коэффициенты, сут<sup>-1</sup>.

*Scenedesmus quadricauda* встречался с апреля по ноябрь во всем диапазоне наблюдаемых температур воды в количестве 41–648 тыс. кл./л (см. рисунок, А). Максимальная численность зарегистрирована в середине июля при наивысшей температуре 22.4 °С, минимальная – в начале ноября при 2 °С.

Амплитуда варьирования скорости роста (см. рисунок, А) – от минусовых значений до 1,5 удвоений/сут с максимумом летом. Весной при температуре 10–11 °С роста не было. Он начался лишь с прогревом воды до 14 °С во второй декаде мая, и, что интересно, с максимальной за всю биологическую весну величины. К концу весны темп роста наполовину снизился. Численность же при этом постоянно нарастала. Отрицательная корреляция между этими показателями очень тесная ( $r = -0.94$ ) и описывается уравнением  $y = 4.1 - 1.4 \lg x$ , где  $y$  – скорость роста,  $x$  – численность.

Замедление темпа роста с нарастанием плотности естественной популяции отмечено в водохранилище и у других видов, особенно весной. Весенняя вспышка фитопланктона в водоемах умеренной зоны во многом сходна с ростом в культурах лимитированного объема. В частности, она проходит те же фазы роста с постепенно снижающимся уровнем метаболической активности.

После минимума в июне темп роста *S. quadricauda* в разгар лета поднялся до 0.9–1.5 удвоений/сут (в среднем 1.1), но, несмотря на более благоприятные температурные условия, мало отличался от весеннего (0.9). Можно предположить, что сказалось влияние либо повышенного содержания азота в весенней воде, к которому хлорококковые водоросли особенно требовательны, либо веществ, стимулирующих рост *S. quadricauda* [2]. Активный рост водорослей прекратился при той же температуре (14 °С), при которой и начался. Этот факт, установленный для природной популяции, подтверждает результаты лабораторных экспериментов с культурой данного вида [4]. Второй минимум роста отмечен осенью – около 0.2 удвоений/сут. При температуре 2–7 °С рост не регистрировался совсем. Средняя за время вегетации скорость роста составила 0.68 удвоений/сут. Это ниже, чем у большинства диатомей и синезеленых в водохранилище: 1–1.5 и 2–4 удвоений/сут соответственно.

Суточная продукция биомассы не превышала 0.05 мг/л (см. рисунок, А), в среднем составляя 0.028 мг/л весной и летом и 0.004 мг/л осенью. Продукция за все время вегетации – 2.8 мг/л. Для сопоставления укажем, что массовые диатомеи и синезеленые в водохранилище образуют от 50 до 90 мг сырого вещества на литр.

Суточный Р/В-коэффициент изменялся от 0.2 до 2.8 (см. рисунок, А) с обычными в период активной вегетации (весна, разгар лета) значениями немногим выше единицы, а в моменты спада (раннее лето, осень) – 0.2–0.5. Величины этого показателя ниже 2 сут<sup>-1</sup> почти не отличались от скоростей роста, превышающие же 2 сут<sup>-1</sup> были вдвое больше. Оказалось, что в последнем случае за время экспозиции происходит существенный прирост среднего (средневзвешенного) объема клетки:

	12 У	19 У	26 У	2 У1	9 У1	4 УIII	11 УIII	18 УIII
Р/В	1.2	2.2	0.9	2.8	0.3	1.5	2.5	1.2
Прирост объема, мкм <sup>3</sup>	-	33.0	-	53.0	-	0.4	8.0	-

*S. acuminatus* сопутствовал *S. quadricauda* постоянно, кроме ноября. Количество клеток весной и летом составляло 12–140 тыс./л (см. рисунок, Б) и в целом было выше весной. В сентяб–октябре встречались единичные ценобии. Максимум в самом начале мая при температуре воды 9,8 °С, вероятно, связан с преобладанием в популяции перезимовавших клеток, еще не приступивших к интенсивному росту, который едва улавливался (0.02 удвоений/сут). Активная вегетация организма началась при температуре 14 °С. Весной *S. acuminatus* рос со скоростью 0.6, летом – 0.87, в среднем за весенне–летний сезон – 0.75 удвоений/сут. Сезонная динамика скорости роста (см. рисунок, Б) повторяет таковую *S. quadricauda*. Правда, ранним летом был сильный всплеск, равный по величине летнему максимуму клеток этого вида.

Обращает на себя внимание приуроченность максимумов скорости роста обоих видов (7 июля и 11 августа) к моментам, когда в планктоне сравнительно мало синезеленых (4–40 тыс. кл./л), перед „цветением” и после него. Одним из объяснений может служить наличие между исследованными организмами и синезелеными конкурентных отношений, базирующихся на действии экзогенных метаболитов [2, 3].

Суточная продукция сырой биомассы *S. acuminatus*, как правило, – несколько тысячных долей миллиграмма на литр (см. рисунок, Б), продукция за время вегетации (весна–лето) – 0.34 мг/л. Размах колебания Р/В–коэффициента шире, чем у *S. quadricauda* (см. рисунок, Б).

Таким образом, скорость роста *S. quadricauda* и *S. acuminatus* в водохранилище невелика – в среднем 0.68 и 0.75 удвоений/сут соответственно. Активный рост начинается весной с прогревом воды до 14 °С и прекращается осенью с охлаждением ее ниже 7 °С. Имеется максимум в середине лета. За время вегетации *S. quadricauda* продуцирует 2.8 мг/л сырой биомассы, *S. acuminatus* – на порядок меньше.

## Л и т е р а т у р а

1. Елизарова В.А. Некоторые данные о скорости размножения планктонных водорослей в прибрежье Рыбинского водохранилища // Гидробиологические характеристики водохранилищ Волжского бассейна. Л., 1982.
2. Заварзина Н.Б. О веществах, тормозящих развитие *Scenedesmus quadricauda* // Тр. ВГБО. 1959, Т. 9.
3. Паренко В.М. Особенности роста *Microcystis aeruginosa* Kütz. emend. Elenk и *Scenedesmus acuminatus*

(Lagerh. ) Chod. при совместном культивировании // Гидро-биологические исследования водоемов юго-западной части СССР. Киев, 1982.

4. K o m a r e k J., R u z i s k a J. Effect of temperature on the growth and variability of *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Bréb. // *Studia in Phycology*. Praha, 1969.

Институт биологии внутренних вод  
им. И.Д. Папанина АН СССР

УДК 581.9(285.2)

Л.И. Л и с и ц ы н а, В.А. Э к з е р ц е в

## АНАЛИЗ ФЛОРЫ ВОЛГОГРАДСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Волгоградское водохранилище наполнено до проектного уровня в 1961 г. Растительность его мелководий изучается с момента наполнения [3-5]. Выяснены факторы, влияющие на зарастание мелководий водохранилищ степной и полупустынной зон, а также стадии формирования высшей водной растительности. Флористические исследования были начаты только в 1972 г. [1], поэтому данные о флоре первых лет отсутствуют. В 1987 г. предпринято повторное обследование Волгоградского водохранилища с целью выявления изменений, происшедших в видовом составе растительности.

Флора водохранилища насчитывает 156 видов из 38 семейств, 82 родов. Между систематическими категориями виды распределяются следующим образом: споровых растений – 3 вида, цветковых – 153 (из них 74 – однодольных, 79 – двудольных). 21 семейство (55,2%) содержит по 1-2 вида, 17 семейств (44,8%) – от 3 и более (см. таблицу). Видовая насыщенность семейств – 4,1.

Первое место во флоре Волгоградского водохранилища занимает сем. Cyperaceae. В его состав входят виды с широкой экологической амплитудой, что позволяет им занимать различные экотопы. Среди осоковых преобладают многолетние корневишные растения. Именно они играют основную роль в формировании растительного покрова мелководий. Доминируют камыш озерный (*Scirpus lacustris* L.), камыш Табернемонтана (*S. tabernaemontanii* Gmel.), клубнекамыш морской (*Bolboschoenus maritimus* (L.) Palla), осока острая (*Carex acuta* L.) и береговая (*C. riparia* Curt.). В меньшей степени распространены однолетники, переживающие неблагоприятные условия в стадии семян. По мере сработки уровня и обнажения субстрата они начинают развиваться и к осени завершают цикл вегетации. Это – сыть бурая (*Cyperus fuscus* L.) и скученная (*C. glomeratus* L.), диохостилис Микели (*Dichostylis micheliana* (L.) Nees), марискус крючковатый (*Mariscus hamulosa* (M.B.) Nees). Эти



Флористический спектр Волгоградского водохранилища

Семейство	Количество			Семейство	Количество		
	родов	видов	видов в семействе, % от общего		родов	видов	видов в семействе, % от общего
Cyperaceae	8	22	14.1	Equisetaceae	1	2	1.3
Poaceae	14	20	12.8	Najadaceae	1	2	1.3
Potamogetonaceae	2	12	7.6	Nymphaeaceae	1	2	1.3
Asteraceae	8	11	7.0	Ceratophyllaceae	1	2	1.3
Potamogeton	1	9	5.7	Brassicaceae	2	2	1.3
Ranunculaceae	3	6	3.7	Fabaceae	2	2	1.3
Lamiaceae	4	6	3.7	Lythraceae	1	2	1.3
Juncaceae	1	5	3.1	Sparganiaceae	1	2	1.3
Scrophulariaceae	2	5	3.1	Haloragaceae	1	2	1.3
Lemnaceae	2	4	2.5	Salvinaceae	1	1	0.6
Alismataceae	2	4	2.5	Zannichelliaceae	1	1	0.6
Rosaceae	3	4	2.5	Butomaceae	1	1	0.6
Primulaceae	3	4	2.5	Hydrocharitaceae	1	1	0.6
Plantaginaceae	1	3	1.9	Iridaceae	1	1	0.6
Typhaceae	1	3	1.9	Euphorbiaceae	1	1	0.6
Salicaceae	1	3	1.9	Malvaceae	1	1	0.6
Onagraceae	1	3	1.9	Boraginaceae	1	1	0.6
Rubiaceae	1	2	1.3	Solanaceae	1	1	0.6
Apiaceae	1	2	1.3	Lentibulariaceae	1	1	0.6

виды приурочены к песчаным отмелям и участкам с нарушенным растительным покровом.

Велика флористическая роль и сем. Poaceae, занимающего по числу видов второе место в спектре. Но в качестве эдификаторов выступают немногие виды этого семейства: тростник обыкновенный (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud), манник большой (*Glyceria maxima* (Hartm.) Holmb.) и некоторые др.

Существенную роль в сложении фитоценозов водной растительности играют виды сем. Potamogetonaceae, обитающие в верховьях заливов, открытых плесах, небольших „слепых“ заливах и даже в прибойной зоне. В роли доминантов выступают рдесты произеннолистный и блестящий (*Potamogeton perfoliatus* и *P. lucens* L.), реже – рдесты курчавый и узловатый (*P. crispus* L. и *P. nodosus* Poir.). Из числа видов мекких семейств наиболее распространены на мелководьях водохранилища рогоз узколистный (*Typha angustifolia* L.), роголистник темно-зеленый (*Ceratophyllum demersum* L.), уруть колосистая (*Myriophyllum spicatum* L.), сальвиния плавающая (*Salvinia natans* L.), сусак зонтичный (*Butomus umbellatus* L.). Их роль в сложении фитоценозов макрофитов довольно велика.

Ведущие по числу видов – роды *Potamogeton* (9), *Polygonum* (7), *Carex* и *Juncus* (по 6), *Scirpus* и *Rumex* (по 5), *Eleocharis* (4). Видовая насыщенность родов – 1,8. Их наличие в числе ведущих говорит о гидрофильном характере флоры.

Наблюдения за процессом формирования и становления флоры искусственных водоемов показали, что создание водохранилищ приводит к появлению в их литорали новых и расселению редких для данного региона видов растений. Этому способствует изменение экологических условий в мелководной зоне, вызванное своеобразным гидрологическим режимом водохранилищ. Так, в литорали Волгоградского водохранилища появилась и интенсивно расселяется чухта злаковая (*Alisma gramineum* Lej.). Она найдена в верховье залива по р. Еруслан, в Политотдельском расширении, в верховье зал. Горный Балыклей, а также на мелководье по левому берегу выше пос. Красный Яр и ниже пос. Быково Волгоградской обл. Раньше этот вид в области не отмечался [2]. Довольно часто в акватории водохранилища в настоящее время встречаются наяда морская (*Najas marina* L.), ряска горбатая (*Lemna gibba* L.), леерсия рисовидная (*Leersia oryzoides* (L.) Sw.) рдест узловатый, находки которых в прошлые годы были единичны. На мелководьях водохранилища найдены ранее здесь не отмечавшиеся паникеллия бо́лотноя (*Zannichellia palustris* L.), каулиния малая (*Caulinia minor* (All.) Coss. et Germ.), скрытница камышевидная (*Crypsis schoenoides* (L.) Host), крестовник татарский (*Senecio tataricus* Less), а также вероника щитковая (*Veronica scutellata* L.).

Установлены новые местонахождения для некоторых редких видов. Сыть сукценная (*Syrinx sibirica* L.) и *Scirpus palustris* L. встречаются в

Волгоградской обл. [2], обнаружена на мелководье по левому берегу водохранилища выше пос. Красный Яр. Дихостилис Микели, встречаемый в области редко и отмеченный лишь в окрестностях гг. Саратова и Хвалынска [2], найден в заливе по р. Большой Иргиз напротив г. Вольска Саратовской обл. Камыш трехгранный (*Scirpus triqueter* L.) собран на мелководье по левому берегу водохранилища выше пос. Красный Яр. Изменилась ценотическая роль отдельных видов.

## Л и т е р а т у р а

1. Л и с и ц ы н а Л.И. Флора волжских водохранилищ: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М., 1985.
2. М а е в с к и й П.Ф. Флора Средней полосы Европейской части СССР. М., 1964.
3. Э к з е р ц е в В.А. Растительность литорали Волгоградского водохранилища на третьем году его существования // Растительность литорали волжских водохранилищ. М.; Л., 1966.
4. Э к з е р ц е в В.А. О растительности Волгоградского водохранилища // Биология внутренних вод: Информ. бюл. Л., 1973. № 17.
5. Э к з е р ц е в В.А., Э к з е р ц е в а В.В. Зарастание мелководий Волгоградского водохранилища // Бюл. Ин-та биологии водохранилищ. М.; Л., 1962. № 13.

Институт биологии внутренних вод  
им. И.Д. Папанина АН СССР

УДК 574.087.1

А.И. Б а к а н о в

## О НЕКОТОРЫХ СВОЙСТВАХ ИНДЕКСОВ АГРЕГИРОВАННОСТИ

Агрегированность – важнейший показатель пространственной структуры сообществ организмов. Для ее количественной оценки предложены десятки индексов. Свойства их в сравнительном аспекте изучены слабо, что затрудняет выбор нужного индекса в каждом конкретном случае. Для этого необходимо иметь множество больших выборок, собранных по одной методике. Трудоемкость сбора и обработки полевого материала такого объема заставила прибегнуть к методу стохастического моделирования (метод Монте-Карло).

Моделью послужили склеенные листы бумаги, на которые было нанесено 21 840 клеток, каждая из которых имитировала одну дно-черпательную пробу бентоса площадью 1/40 м<sup>2</sup>. Была сформирована генеральная совокупность данных, распределенных по отрицатель-

ному биномиальному закону со следующими параметрами: средняя плотность организмов ( $\bar{X} = 100$  экз./пробу), среднее квадратическое отклонение ( $\sigma = 120$  экз./пробу), параметр распределения ( $k = 0.7$ ). Эти величины характеризовали сообщество бентоса оз. Плещеево весной 1979 г. Были рассчитаны теоретические частоты для всех классов обилия организмов от 0 до 650 экз./пробу с интервалом, равным 1. По таблице случайных чисел были найдены координаты центров 10 больших, 20 средних и 40 малых агрегаций; в центрах помещались клетки с максимальной плотностью, которая постепенно снижалась по мере удаления от центра. Таким образом, все клетки были заполнены цифрами, и модель имитировала реальное размещение бентоса оз. Плещеево. При таких параметрах бентос был сильно агрегирован, 66% клеток имели плотность ниже средней, исходные агрегации сливались, образуя скопления 2-го и 3-го порядка. Подобный метод применялся и ранее [6], но для сообществ с очень низкой численностью: их максимальная плотность в скоплениях равнялась 3,5 экз./пробу, что давало возможность каждый организм изобразить точкой на бумаге.

Известно, что при сборе материала экологи используют учетные площадки (пробы) разного размера. Первой задачей нашего исследования было изучение поведения некоторых статистических характеристик – средней геометрической ( $\bar{X}_G$ ), дисперсии ( $\sigma^2$ ), коэффициента вариации ( $CV$ ) и индексов агрегированности при изменении размера пробы. Были выбраны наиболее часто применяемые или перспективные индексы: показатель дисперсии Сведберга ( $D$ ), показатель неоднородности структуры Федорова ( $U$ ), коэффициент агрегированности Смурова-Романовского ( $K_{\alpha}$ ), средняя плотность организмов в скоплениях ( $\bar{X}$ ) и на фоне ( $\bar{x}$ ), их отношение ( $\bar{X}/\bar{x}$ ), информационный индекс агрегированности ( $1/N$ ), индексы Ллойда ( $C_L$ ), Грина ( $C_x$ ) и Шарля ( $C_{\psi}$ ) [3, 4, 6, 9]. Мы не рассматривали индекс Мориситы ( $I^M$ ), практически равный индексу Ллойда, и индекс  $C = 1/k$ , поскольку  $C = C_L - 1$ . Из модельной генеральной совокупности отбирали случайным образом 20 выборок по 100 проб в каждой, причем размер пробы в первой выборке равнялся 1 квадрату, во второй – 2, ... в последней – 20 квадратам. Рассматриваемые выборки тоже имели отрицательное биномиальное распределение, для них были найдены индексы агрегированности. Все индексы, исключая  $D$ , варьировали незначительно ( $CV$  равнялся 0,012–0,04), закономерно и не зависели от величины пробы. Индекс  $D$  увеличивался от 123 до 2288, т.е. был непригоден для сравнения агрегированности организмов, на практике же он – наиболее часто используемый индекс. При отклонении эмпирического распределения от отрицательного биномиального и уменьшении объема выборки наиболее устойчивы были индексы  $U$ ,  $K_{\alpha}$  и  $1/N$ .

Для расчета ошибок индексов необходимо знать, по какому закону распределяются индексы в выборках из одной генеральной совокупности. Ранее, исходя из центральной предельной теоремы теории вероятностей [5], мы предполагали, что это распределение должно быть нормальным [3]. Для проверки брали 90 выборок по 50

Корреляция между индексами агрегированности

Индексы	$\bar{X}$	$\sigma^2$	CV	$X_{\Gamma}$	U	$K_{\alpha}$	D	$C_L$	$\frac{*x}{\circ x}$	$\circ x$	$x^*$	$1/H$	$C_x$
$C_{\Pi}$	-0.02	0.54	0.99	-0.45	-0.67	0.71	0.79	1.00	0.92	0.09	0.68	0.75	1
$C_x$	-0.02	0.54	0.99	-0.45	-0.67	0.71	0.79	1.00	0.92	0.09	0.68	0.75	
$1/H$	-0.09	0.33	0.74	-0.30	-0.35	0.77	0.54	0.75	0.58	0.26	0.61		
$x^*$	0.61	0.88	0.68	0.27	-0.33	0.68	0.92	0.68	0.53	0.76			
$\circ x$	0.70	0.61	0.09	0.71	0.22	0.50	0.49	0.09	-0.14				
$\frac{*x}{\circ x}$	0.02	0.54	0.91	-0.51	-0.80	0.39	0.75	0.92					
$C_L$	-0.02	0.54	0.99	-0.45	-0.67	0.71	0.79						
D	0.59	0.94	0.78	0.83	-0.59	0.50							
$K_{\alpha}$	-0.09	0.30	0.70	-0.16	-0.15								
U	-0.06	-0.44	-0.66	0.60									
$X_{\Gamma}$	0.76	0.35	-0.44										
CV	-0.02	0.54											
$\sigma^2$	0.81												

П р и м е ч а н и е. Корреляция достоверна при доверительной вероятности 95 %, если коэффициент корреляции больше 0.21.

проб, для каждой выборки были подсчитаны статистические характеристики и индексы агрегированности. Проверка по критерию  $\chi^2$  показала, что все индексы распределены нормально, что позволяет находить их ошибки обычными статистическими методами [3]. Среднее арифметическое значение плотности организмов тоже подчинялось нормальному закону распределения, благодаря чему можно рассчитывать доверительные интервалы для средней обычными методами даже при условии распределения исходных данных по отрицательному биномиальному закону. Было показано [7, 8], что при  $k = 0.3-2.5$  и числе проб, большем 10-30, нормальное распределение является удовлетворительной аппроксимацией.

Третья задача, решаемая на данной модели, — установление зависимости между различными индексами и статистическими характеристиками, для чего был рассчитан коэффициент корреляции ( $r$ ) для 90 выборок между всеми показателями (см. таблицу). Большинство индексов не зависит от  $\bar{X}$ , от дисперсии наименее зависим индекс  $K_Q$ . Индексы Шарля и Грина при данных условиях функционально связаны с индексом Ллойда, поэтому использование их нецелесообразно. Все индексы сильно скоррелированы с коэффициентом вариации, что позволяет рассматривать последний как один из индексов агрегированности. Действительно,  $C_L = (CV)^2 - (CV_n)^2 + 1$ , где  $CV_n$  — коэффициент вариации в случае распределения организмов по закону Пуассона. Дальнейший выбор индексов зависит от цели исследования и необходимости их экологической интерпретации. Когда закон статистического распределения организмов неизвестен и невозможно получить достаточно большие выборки, желательно пользоваться индексами, рассчитываемыми по пробам двух разных размеров [1].

При изучении агрегированности организмов важно соотношение размеров пробы и размеров агрегаций. Если они совпадают или близки, то резко увеличивается вариабельность исходных данных, что ведет к увеличению ошибки репрезентативности. При изучении микроагрегированности бентоса в оз. Плещеево мы обнаружили, что размеры агрегаций в поперечнике колеблются от 20 до 220 см. Следовательно, обычно используемые гидробиологами дночерпатели площадью 1/40 или 1/25 м<sup>2</sup> мало пригодны для изучения микроагрегированности. Для этой цели лучше пользоваться пневматическими трубчатыми дночерпателями площадью 25-50 см<sup>2</sup> [2].

## Л и т е р а т у р а

1. Б а к а н о в А.И. О зависимости статистических характеристик бентоса от размера пробы // ИБВВ АН СССР. 1980. Деп. в ВИНТИ, 21.01.80, № 270-80 деп.
2. Б а к а н о в А.И. Бентос оз. Плещеево // Функционирование озерных экосистем. Рыбинск, 1983.
3. Б а к а н о в А.И., С м е т а н и н М.М. Стандартные ошибки индексов агрегированности // Экология. 1980. № 2.
4. Б а к а н о в А.И., С м е т а н и н М.М. Об использовании информационных показателей для оценки агрегированности

- организмов // Биологические основы рыбного хозяйства водоемов Средней Азии и Казахстана, Фрунзе, 1981.
5. В е н т ц е л ь Е.С. Теория вероятностей. М., 1969.
  6. С м у р о в А.В., Р о м а н о в с к и й Ю.Э. Новое трехпараметрическое статистическое распределение и более общее выражение индекса агрегированности  $K_a$ , имеющего экологический смысл // Журн. общ. биологии. 1976. Т. 37, № 1.
  7. A b r a h a m s e n G., S t r a n d L. Statistical analysis of population density data of soil animals, with particular reference to Enchytraeidae (Oligochaeta) // Oikos. 1970. Bd 21, N 2.
  8. A x e l s s o n B. etc. Confidence intervals of some animal populations with non-normal distributions // Zoon. 1975. Bd 3, N 2.
  9. E l l i o t t J.M. Some methods for the statistical analysis of samples of the benthic invertebrates // Freshwater Biol. Assoc. Sci. Publ. 1977. N 25.

Институт биологии внутренних вод  
им. И.Д. Папанина АН СССР

УДК 575.311:593.1

А.П. М ы л ь н и к о в

## СТРОЕНИЕ КЛЕТОК ЖГУТИКОНОСЦА CERCOMONAS CRASSICAUDA

Одной из наименее изученных групп простейших по-прежнему остаются амебодные жгутиконосцы. Их полный жизненный цикл прослежен у ряда видов. Известно, что некоторые амебодные жгутиконосцы образуют многоядерные плазмодии и цисты [2-4], тонкое строение которых пока не исследовано. Такие же фазы развития мы обнаружили у обычного обитателя пресных водоемов — жгутиконосца *Cercomonas crassicauda* Duj. Для сравнения строения клеток этого организма на различных стадиях жизненного цикла нами был выделен клон С-43, хранящийся в лаборатории биологии низших организмов ИБВВ АН СССР. Методика культивирования и фиксации объекта приведена ранее [2].

Форма тела клеток клона С-43 значительно меняется в зависимости от условий питания и передвижения. Во время активного передвижения по субстрату (дну чашки Петри) особи имеют овальную форму тела. На заднем конце клетки обычно образуется одна небольшая простая псевдоподия. Во время остановки и питания жгутико-

носса псевдоподии формируются в любом участке клетки. Сама же особь при этом значительно уплощается. Снаружи клетка покрыта только плазмалеммой. Гликокаликс не выражен. Один жгутик направлен вперед и совершает редкие взмахи, второй (рулевой) проходит назад. Оба жгутика гладкие. Кинетосомы жгутиков располагаются примерно под углом  $90^{\circ}$  друг к другу (см. рисунок, а, б). Две центральные микротрубочки – аксонемы – упираются в переходную пластинку, представленную кольцом осmioфильного материала, проходящегося на уровне поверхности клетки. Вокруг кинетосом, соединенных аморфной структурой, лежит осmioфильный материал – сателлиты. От них отходят три ленты микротрубочек и микротрубочковый конус (см. рисунок, в), охватывающий передний заостренный конец ядра. Три ленты состоят соответственно из 1, 2 и 5 микротрубочек. Такое расположение обнаруживается только вблизи кинетосом. В средней части клетки остается лишь лента, состоящая из 5 микротрубочек и проходящая внутри жгутикового кармана, представляющего собой трубку, в которой свободно лежит рулевой жгутик.

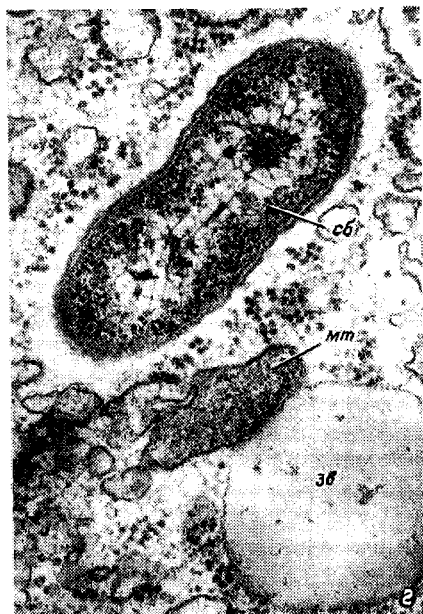
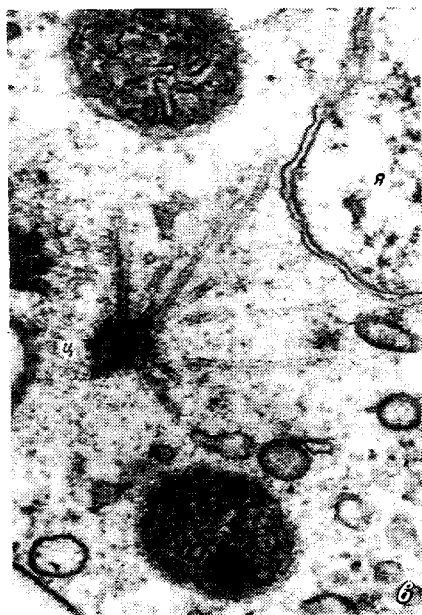
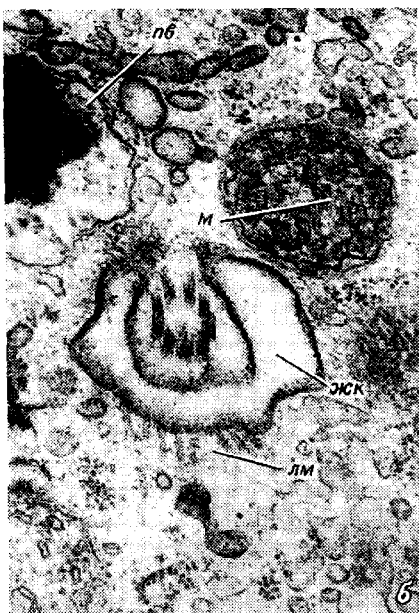
Ядро длиной 2–4 мкм имеет грушевидную форму. В его задней части лежит ядрышко. Глыбки хроматина равномерно рассеяны в кариоплазме. Овальные митохондрии длиной 0,5–0,6 мкм содержат трубчатые кристы. В цитоплазме также располагаются аппарат Гольджи, 1–2 сократительные вакуоли, цистерны эндоплазматического ретикулума, скопления рибосом и капли запасного вещества. Следует отметить наличие в клетке микротелец, содержащих мелкозернистый материал, и симбиотических бактерий (см. рисунок, д). Псевдоподии на срезах выглядят более прозрачными, чем остальная цитоплазма, причем в них видны только кучки рибосом, ответвления эндоплазматического ретикулума и микрофиламенты.

Компоненты плазмодия не отличаются от одноядерной клетки (см. рисунок, д). Так, в них обнаружено несколько ядер, аппаратов Гольджи, сократительных вакуолей, а также несколько пар кинетосом со жгутиками. В каждом жгутиковом кармане проходит сразу несколько жгутиков, не соединенных друг с другом, что позволяет отличать плазмодии от одноядерных клеток. Вероятно, многоядерный плазмодий представляет собой клетку с многократным, но неоконченным цитокинезом.

В цисте *C. crassicauda* располагаются одно ядро, плотно упакованные рибосомы, крупные зерна запасного вещества (см. рисунок, е). Цитоплазма значительно уплотнена. Жгутики и микротрубочки не выявлены. Остальные структуры чисты соответствуют одноядерной вегетативной клетке. Снаружи циста покрыта толстой оболочкой, образующей гребни. Последние у этого вида изучены на сканирующем микроскопе ранее [3].

Как видно, строение *C. crassicauda* совпадает с планом строения типичных циркомонадид [2]. К сходным признакам относятся форма крист митохондрий, покровы, строение жгутикового аппарата, ядра, микротелец, наличие многоядерного плазмодия в жизненном цикле [2]. Отличительные признаки рассматриваемого





Строение клеток *Cercomonas crassicauda*.

а, б - передний конец клетки, в - околоядерная зона, г - цитоплазматические структуры, д - плазмодий, е - циста, жк - жгутиковый карман, зб - запасное вещество, лм - лента микротрубочек, м - митохондрия, мт - микротельце, пв - пищеварительная вакуоль, о - оболочка цисты, от - осмиофильное тело, сб - симбиотическая бактерия, ц - центр организации микротрубочкового конуса, я - ядро, рж - рулевой жгутик. а, в -  $\times 40\ 000$ , б -  $\times 60\ 000$ , г -  $\times 66\ 000$ , д -  $\times 16\ 000$ , е -  $\times 10\ 000$ .

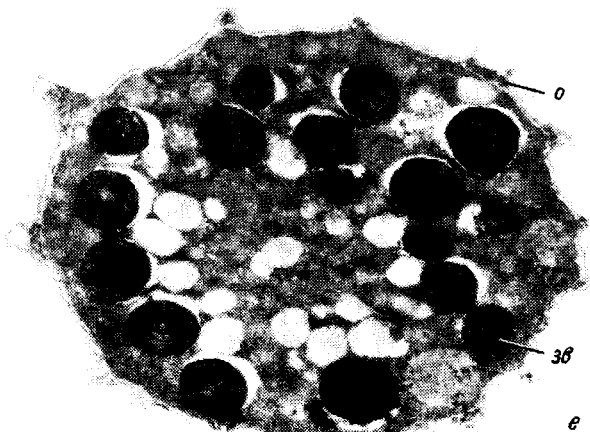
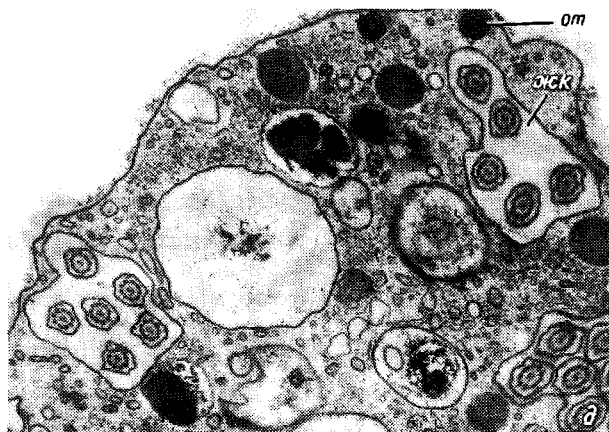


Рисунок (продолжение)

вида — прохождение жгутика внутри трубковидного кармана и симбиотические бактерии в цитоплазме.

Таким образом, установлено сходство *C. crassicauda* с ранее изученными представителями рода *Cercomonas* [5], а также с амeboидными жгутиконосцами *Thaumatomonas lauterborni* [1]. Однако у последнего вида дополнительно найдены экструсомы, чешуйки и продольная бороздка, укрепленная системой микротрубочек, которые не отмечены у *Cercomonas crassicauda*. Остальные структуры клетки и жизненный цикл у них совпадают. Сходство перечисленных амeboидных жгутиконосцев, возможно, объясняется их происхождением от общего предка [2].

1. К а р п о в С.А., Ж у к о в Б.Ф. Особенности ультраструктуры бесцветного жгутиконосца *Thaumatomonas lauterborni* // Цитология. 1987. Т. 29, № 10.
2. М ы л ь н и к о в А.П. Биология и ультраструктура амебодных жгутиконосцев *Cercomonadida ord.n.* // Зоол. журн. 1986. Т. 65, вып. 5.
3. Ш и р к и н а Н.И. Особенности биологии некоторых жгутиконосцев рода *Cercomonas* (*Rhizomastigida*, *Cercomonadidae*) // Зоол. журн. 1987. Т. 66, вып. 4.
4. Ш и р к и н а Н.И., С е л и в а н о в а Г.В. Особенности жизненного цикла бесцветного жгутиконосца *Thaumatomonas lauterborni* (*Kinetoplastida*, *Thaumatomonadidae*) // Зоол. журн. 1982. Т. 61, вып. 6.
5. S c h u s t e r F.L., P o l l a c k A. Ultrastructure of *Cercomonas* sp., a free-living ameboid flagellate // Arch. Protistenk. 1978. Bd 120, H.1/2.

Институт биологии внутренних вод  
им. И.Д. Папанина АН СССР

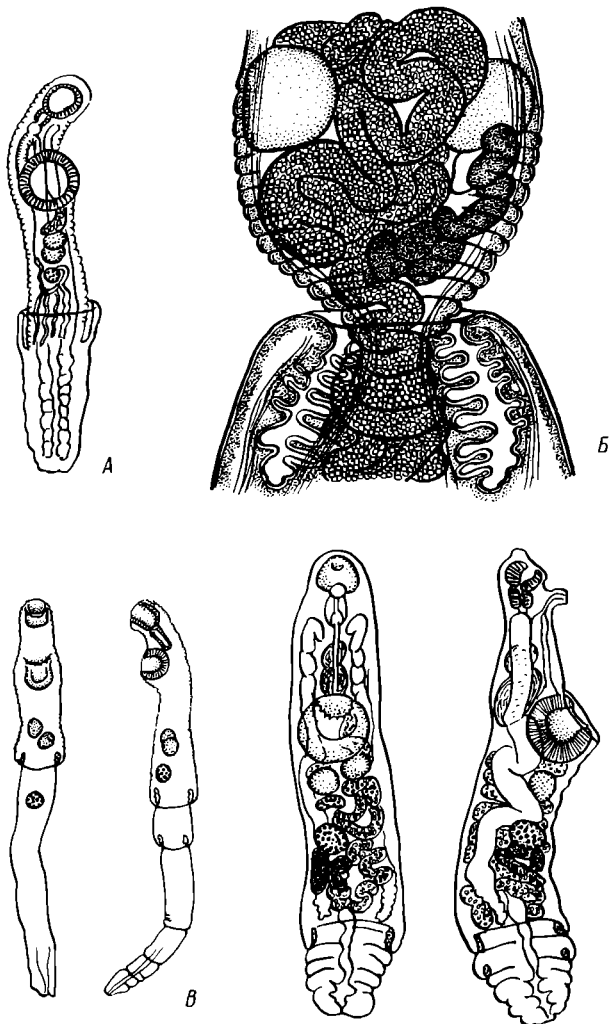
УДК 576.895.122

П.Г. О ш м а р и н, Т.И. Ж а р и к о в а

# О ПРИРОДЕ ХВОСТОВОГО ПРИДАТКА У ГЕМИУРАТ (TREMATODA : HEMIURATA)

Для многих видов трематод подотряда *Hemiurata* Markovitsch, 1951 характерна способность втягивать заднюю часть тела в переднюю. Мы изучали это явление на примере *Tubulovesicula muraenesocis* Jamaguti, 1934, найденных у ящероголовых рыб *Saurida tumbil* Bl. и *Trachynosephalus myops* F. (сем. *Synodidae*). Рыбы отловлены в 1959-1961 гг. в Сиамском и Тонкинском заливах Южно-Китайского моря во время работы Советско-Вьетнамской ихтиологической экспедиции. Исследованы тотальные препараты трематод, окрашенные квасцовым кармином.

Хвостовой придаток начинается приблизительно позади места расположения половых органов, небольшим числом петель в его основание может заходить матка. Длина придатка зависит от степени его погружения в основную часть тела трематоды. Если судить по его названию, то под ним понимается орган, отличающийся от собственно тела гельминта и имеющий иное происхождение. Од-



Особенности строения тела некоторых видов гемиурат.

А - *Ectenurus* sp. Linton, 1910 (Линтон, 1910, цит. по: [1]);  
 Б - *Tubulovesicula muraenesocis*; В - *Lecithocladium cristatum* Rudolphi, 1819 (Лоосс, 1908, цит. по: [1]); Г - *Brachyphallus musculus* Looss, 1908 (там же).

ни авторы (Monticelli, 1891, цит. по: [1]) считали, что хвостовой придаток представляет собой сохранившийся, но структурно изменившийся хвост церкария, другие (Pratt, 1898; Looss, 1908, цит. по: [1]) - что хвостовой придаток гемиурат есть измененный участок экскреторного пузыря.

Относительно функционального значения хвостового придатка высказывалось предположение [1], что толстая кутикула, покрываю-

шая тело, необходима, чтобы противостоять желудочному соку хозяина, но она слишком толста для нормальных функций трематод, т.е. всасывания пищи и, возможно, дыхания. Хвостовой придаток, покрытый более тонкой кутикулой, способен втягиваться в порядке самозащиты от высокой концентрации фермента желудочной железы хозяина, но вытягивается для выполнения функции дыхания.

В описаниях гемиурат принято указывать на „перетяжку“, отделяющую тело трематоды от хвостового придатка. Изучение собственного материала убеждает нас в том, что гемиураты не имеют какого-либо обособленного, отличного от тела трематоды хвостового придатка. То, что подразумевают под ним, есть морфологическая особенность трематоды, характерная для ее определенного функционального состояния. Она возникает при сокращении продольных мышечных пучков кожно-мышечного мешка. Доказательством такого толкования хвостового придатка служит следующее.

„Перетяжка“, являющаяся границей между телом и хвостовым придатком трематоды, не имеет строго определенного положения, она располагается ближе или кзади от брюшной присоски, как например у *Lecithocladium cristatum* (см. рисунок, В). Начало хвостового придатка может быть не в одном месте, а в двух и более. То же явление наблюдается у *Brachyphallus musculus* (см. рисунок, Г). Сокращение продольных мышечных пучков вызывает обратный обычному эффект, когда передняя часть тела втягивается в заднюю (см. рисунок, А, Б). У *Tubulovesicula muraenesocis* передняя часть тела позади семенников втянута на значительную глубину в заднюю часть, где остались яичник, желточники и большая часть матки (см. рисунок, Б). В этом случае передняя часть тела оказывается как бы „хвостовым придатком“, а задняя – „телом“. На гистологических срезах гемиурат никакой „перетяжки“ кожно-мышечного мешка не обнаруживается.

Наше мнение о функции хвостового придатка гемиурат заключается в следующем. Гемиураты отличаются чаще всего длинной маткой, образующей множество петель с большим числом мелких яиц. Для производства последних трематодам требуется интенсивное питание, которое успешно обеспечивается при участии не только кишечника, но и кожных покровов. Питание через кожные покровы имеет недостаток: они не защищены и их рабочая поверхность открыта влиянию перемешающихся пищевых масс в пищеварительном тракте хозяина. Если дело касается лишь всасывания легких молекул углеводов или аминокислот, то такая незащищенность, возможно, не имеет большого значения; если же тегумент участвует в переваривании пищи, то его защищенность может служить условием успешного течения этого процесса. При втягивании гемиуратами заднего участка тела между этим участком и прикрывающей его наружной складкой тела образуется цилиндрической формы полость (см. рисунок), размер которой зависит от степени втягивания. Стенки полости обычно складчатые, что увеличивает их поверхность. Эта полость, видимо, служит своеобразной пищеварительной камерой, увеличивающей эффективность питания трематоды. Некоторые

крупные гемиураты лишены способности вытягивать заднюю часть тела и образовывать пищеварительную камеру. Но их кишечные каналы усиливаются за счет удлинения (они извиваются) и изменения строения рабочей части.

Способность заднего конца тела гемиурат вытягиваться в переднюю часть обусловлена, в частности, тем, что кожно-мышечный мешок, с одной стороны, и внутренние органы – с другой, могут смещаться относительно друг друга. Это возможно благодаря расположенной между кожно-мышечным мешком и внутренними органами кольцевидной полости. У трематод же кожно-мышечный мешок и внутренние органы связаны паренхимой, и их смещение относительно друг друга невозможно.

Итак, хвостовой придаток, имеющийся у многих гемиурат, нельзя рассматривать как морфологически обособленную часть тела и самостоятельный орган, он – лишь результат изменяющегося функционального состояния трематоды. Биологический смысл вытягивания заднего конца тела состоит в образовании регулируемой полости (пищеварительной камеры), служащей для некишечного питания. Необходимость в подвижности кожно-мышечного мешка относительно внутренних органов при вытягивании заднего конца тела явилась причиной редукции паренхимы и образования кольцевидных полостей между кожно-мышечным мешком и внутренними органами. Возможно, что эта необходимость послужила причиной возникновения также первичной полости тела – схизоцели – у других животных, например у круглых червей.

## Л и т е р а т у р а

1. С к р я б и н К.И., Г у ш а н с к а я Л.Х. Система подотряда трематод *Hemiurata* и его общая морфолого-биологическая характеристика // Трематоды животных и человека. М., 1960. Т. 17.

Институт биологии внутренних вод  
им. И.Д. Папанина АН СССР

УДК 597.554.3-169-7-51(28)

Н.А. Изюмова, Т.И. Жарикова,  
М.А. Степанова

## К ВОПРОСУ О РАСПРЕДЕЛЕНИИ ДАКТИЛОГИРИД (MONOGENEA) НА ЖАБРАХ ЛЕЩА ВОЛЖСКОГО ПЛЕСА РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Изучение особенностей локализации моногеней связано с решением многих важных проблем, как например специфичность паразитов.

Т а б л и ц а 1

Численность дактилогирусов на жабрах леща

Вид паразитов	Жабры					
	I пара	II пара	III пара	IV пара	правая сторона	левая сторона
<i>Dactylogyrus auriculatus</i>	$\frac{1870}{60,3 \pm 5,8}$	$\frac{2150}{69,4 \pm 8,1}$	$\frac{1707}{55,1 \pm 6,8}$	$\frac{1172}{37,8 \pm 3,8}$	$\frac{3471}{112,0 \pm 5,9}$	$\frac{3428}{110,6 \pm 7,9}$
<i>D. falcatus</i>	$\frac{2512}{81,0 \pm 6,0}$	$\frac{4869}{157,1 \pm 3,5}$	$\frac{4301}{138,7 \pm 11,4}$	$\frac{2908}{93,8 \pm 7,1}$	$\frac{7463}{240,7 \pm 13,3}$	$\frac{7127}{229,9 \pm 9,5}$
<i>D. wunderi</i>	$\frac{1618}{52,2 \pm 13,6}$	$\frac{2182}{70,4 \pm 12,4}$	$\frac{1782}{57,5 \pm 9,2}$	$\frac{882}{28,5 \pm 8,9}$	$\frac{3257}{105,1 \pm 5,2}$	$\frac{3007}{97,0 \pm 7,9}$
<i>D. zandti</i>	$\frac{452}{14,6 \pm 7,0}$	$\frac{412}{13,3 \pm 2,8}$	$\frac{1284}{41,4 \pm 5,0}$	$\frac{471}{15,2 \pm 3,6}$	$\frac{1465}{47,3 \pm 5,3}$	$\frac{1454}{46,9 \pm 2,7}$

П р и м е ч а н и е. Над чертой – общая численность дактилогирусов, экз.; под чертой – индекс обилия ( $M \pm m$ ).

Т а б л и ц а 2

Степень достоверности различий ( $t_{St}$  – Стьюдента) численности дактилогирусов на жабрах леща

Вид паразитов	Пары жабр					
	I-II	I-III	I-IV	II-III	II-IV	III-IV
<i>Dactylogyrus auriculatus</i>	$\frac{0,6}{-}$	$\frac{0,3}{-}$	$\frac{1,9}{+}$	$\frac{0,9}{-}$	$\frac{2,4}{++}$	$\frac{1,4}{+}$
<i>D. falcatus</i>	$\frac{2,3}{+}$	$\frac{1,8}{+}$	$\frac{0,6}{-}$	$\frac{0,4}{-}$	$\frac{1,8}{+}$	$\frac{1,6}{+}$
<i>D. wunderi</i>	$\frac{1,1}{-}$	$\frac{0,3}{-}$	$\frac{2,3}{+}$	$\frac{0,8}{-}$	$\frac{2,8}{++}$	$\frac{2,3}{+}$
<i>D. zandti</i>	$\frac{0,5}{-}$	$\frac{2,8}{++}$	$\frac{2,6}{++}$	$\frac{3,1}{++}$	$\frac{3,0}{++}$	$\frac{1,0}{-}$

П р и м е ч а н и е. Над чертой – критерий Стьюдента, под чертой – достоверность различий: „-“ – не достоверны, „+“ – достоверны на 1-м уровне значимости ( $p < 0,1$ ), „++“ – достоверны на 2-м уровне значимости ( $p < 0,05$ ).

Т а б л и ц а 3

Коэффициенты корреляции между видами дактилогирусов леща

Пара жабр	<i>D. auriculatus</i> – <i>D. falcatus</i>	<i>D. auriculatus</i> – <i>D. wunderi</i>	<i>D. auriculatus</i> – <i>D. zandti</i>	<i>D. falcatus</i> – <i>D. wunderi</i>	<i>D. falcatus</i> – <i>D. zandti</i>	<i>D. wunderi</i> – <i>D. zandti</i>
I	0,982	0,997	0,592	0,983	0,608	0,573
II	0,999	1,000	0,627	0,999	0,642	0,623
III	1,000	0,908	0,901	0,621	0,618	0,998
IV	0,999	1,000	0,748	0,999	0,757	0,749

Мы исследовали распределение дактилогирусов на жабрах леща. Работа проведена в июле 1986 г. на 31 экз. половозрелых лещей (6+), отловленных в Волжском плёсе Рыбинского водохранилища. Регистрировали численность паразитов на каждой жаберной дуге, при этом учитывали не только общее число паразитов, как это делали ранее [1], но и численность каждого вида. Такой подход кроме решения поставленной задачи позволял выявить роль популяций отдельных видов в зараженности леща, а также проследить характер межвидовых отношений.

На жабрах леща обнаружено 5 видов дактилогирусов: *Dactylogyrus auriculatus*, *D. falcatus*, *D. sphyrna*, *D. wunderi* и *D. zandti*. Общая зараженность рыб была достаточно высока: в среднем 995,9 экз. дактилогирусов на одной рыбе. *D. sphyrna* встречен в единичных экземплярах, поэтому в дальнейшем данных по этому виду не приводим. Экстенсивность инвазии остальных четырех видов равнялась 100%. Самой многочисленной оказалась популяция *D. falcatus*. Эти паразиты наиболее интенсивно заселяют II и III жаберные дуги, в наименьшем количестве – I и IV пары жабр (табл. 1). Различия в численности *D. falcatus* на разных жабрах, как правило, статистически достоверны (табл. 2).

Популяция *D. auriculatus* менее многочисленна по сравнению с предыдущим видом. Максимум *D. auriculatus* отмечен на I и II жаберных дугах, реже встречались они на III и IV парах жабр. Численность популяции *D. wunderi* еще меньше. По жаберным дугам, в порядке уменьшения численности, *D. wunderi* расселяются следующим образом: II, III, I, IV. Популяция *D. zandti* – самая малочисленная. Наибольшее количество червей отмечено на III жаберной дуге, на остальных жабрах они располагаются примерно одинаково.

При анализе полученных данных выявлена общая для всех видов закономерность. Как правило, в наибольшем количестве паразиты заселяют II и III пары жабр, в наименьшем – IV. У всех видов дактилогирусов различия в численности статистически достоверны между II и IV парами жабр (табл. 2). По левой и правой сторонам жабр дактилогирусы распределяются практически одинаково.

Анализировали также межвидовую сопряженность путем вычисления рангового коэффициента корреляции Спирмена (табл. 3). Между видами установлена положительная прямая связь, что согласуется с данными, полученными нами ранее [2, 3]. Таким образом, можно утверждать, что между популяциями дактилогирусов леща отсутствуют конкурентные отношения.

## Л и т е р а т у р а

1. Ж а р и к о в а Т.И. Экологический анализ дактилогирид леща Горьковского водохранилища // ИБВВ АН СССР. 1986. Деп. в ВИНТИ. 14.12.1986, № 7197-В 86 деп.
2. Ж а р и к о в а Т.И. О сопряженности встречаемости моногенной родов *Dactylogyrus* и *Diplozoön* на леще и карпе // Зоол. журн. 1987. Т. 16, вып. 12.



3. Изюмова Н.А., Жарикова Т.И., Карাবেкова Д.У., Асылбаева Ш.М. Сравнительные данные по численности дактилогирид леща (*Abramis brama* L.) Рыбинского водохранилища и оз. Иссык-Куль // Биология внутренних вод: Информ. бюл. Л., 1985, № 66.

Институт биологии внутренних вод  
им. И.Д. Папанина АН СССР

УДК 574.586 (28)

И.А. Скальская

#### К ВОПРОСУ О ПРИЧИНАХ МАССОВОГО РАЗВИТИЯ МШАНОК В ВОДОЕМАХ-ОХЛАДИТЕЛЯХ ТЕПЛОВЫХ ЭЛЕКТРОСТАНЦИЙ

В 1972–1975 гг. при изучении воздействия подогретых вод, сбрасываемых Костромской ГРЭС, на зооперифитон Горьковского водохранилища отмечали, что в сообществах, формирующихся в разных температурных зонах, доминировали одни и те же группы беспозвоночных: личинки хирономид, наидиды, дрейссена и личинки ручейников [6]. Повышенная температура влияла и на темпы формирования структуры зооперифитона, фенологические сдвиги биологических циклов, а также на частичную гибель беспозвоночных [5, 6]. В 1986–1987 гг. для выяснения трансформации структуры зооперифитона при длительном воздействии подогрева эти исследования были продолжены.

Полученные результаты показали, что за истекший период значительно изменилась структура зооперифитона. Непосредственно в зоне поступления подогретых вод из состава сообщества выпала дрейссена, усилилась роль наидид и нематод. Доминирующей группой стали мшанки *Plumatella casmiana* Oka и *Fredericella sultana* (Blum.), ранее здесь не развивавшиеся. Они сплошным ковром покрывали искусственные субстраты (деревянные брусья) от поверхности воды до 0,5-метровой глубины, достигая максимального развития в июле и августе. В этот период наибольшая биомасса *Plumatella casmiana* составляла 0,6 кг/м<sup>2</sup>, или 97 %. В водоеме-охладителе Березовской ГРЭС (БССР) мшанка *P. fungosa* (Pall.) в массе стала появляться с 1981 г., ее биомасса достигала 22,5 кг/м<sup>2</sup> при толщине оброста 3 см [2]. Доминирующее положение по биомассе (74–95 %) занимали мшанки и в перифитоне водоемов-охладителей Украины (Трипольская ГРЭС, Чернобыльская АЭС), но здесь преобладала *P. emarginata* Allm. [3, 4].

Размеры зооидов у всех пресноводных мшанок невелики, а диаметр трубок цистидов составляет 0,2–0,5 мм. В зависимости от расположения зооидов в колонии их максимальная численность на

1 м<sup>2</sup> составляет несколько миллионов экземпляров: в Горьковском водохранилище у *P. casmiana* - 3,68, в водоеме-охладителе Березовской ГРЭС у *P. fungosa* - 3,25. Приведенные данные свидетельствуют о массовом развитии мшанок в водоемах-охладителях разных географических зон европейской части СССР.

В пресных водах мшанки не постоянный, но нередко обильный компонент биоценозов зарослей и перифитона. Так, в Рыбинском водохранилище на отдельных биотопах в массе развиваются мшанки *Cristatella mucedo* Cuvier [7], в Горьковском - *Plumatella fungosa*. Как правило, вслед за массовым развитием мшанок на одном и том же биотопе они могут встречаться единично или отсутствовать в течение нескольких лет. В целом распространение мшанок в водоемах связывают с наличием субстратов, благоприятным температурным режимом и обеспеченностью пищей.

Работ, посвященных взаимоотношениям мшанок с окружающей средой, немного, иногда они противоречивы. В водоемах Средней Волги мшанки живут в широком диапазоне температурных колебаний [1], но на такие виды, как *Fredericella sultana* и *Cristatella mucedo*, повышенные температуры действуют угнетающе. В то же время массовое развитие мшанки *C. mucedo* в одном из озер Дании наблюдалось именно в период необычайно высоких температуры и первичной продукции фитопланктона [11]. Наиболее толерантна к низким температурам (1,5 °C) мшанка *Fredericella sultana*, к высоким (до 37 °C) - *Plumatella repens* (L.) [9]. В окрестностях одного из озер Исландии в месте сброса сточных вод у горячего ключа были многочисленны колонии *P. fungosa* [10].

В водоемах-охладителях Белоруссии и Украины мшанки выдерживают температуру 36-39 °C [2, 6]. В Горьковском водохранилище в условиях искусственного подогрева воды они хорошо развиваются при температуре 29-30 °C. По данным Н.Н. Хмелевой [8], у мшанки *P. fungosa* верхняя летальная температура составляет 44 °C, а отдельные зоиды выдерживают и более высокую температуру.

Под воздействием подогретых вод изменяются продукционно-деструкционные характеристики и трофность водоема. В сильно эвтрофированном водоеме-охладителе Березовской ГРЭС в планктоне доминируют синезеленые водоросли [2]. Оказалось, что именно мшанка *P. fungosa*, обладающая высокой пищевой пластичностью, способна потреблять эти водоросли с высокой степенью их утилизации. Видимо, особенности пищевого спектра каждого вида мшанок в сочетании с другими факторами меньшей значимости и обуславливают развитие разных видов мшанок в различных водоемах-охладителях.

В целом же массовое развитие мшанок в водоемах с искусственным подогревом воды - результат их толерантности к высоким температурам.

1. Е ж о в а Т.Е. К изучению экологии пресноводных мшанок Среднего Поволжья // У1 конф. по ископаемым и современным мшанкам: Тез. докл. Пермь, 1983.
2. М и х а е в и ч Т.В. Элементы экологии мшанок *Plumatella fungosa* из водоема-охладителя Березовской ГРЭС, БССР // VII Всесоюз. коллоквиум по ископаемым и современным мшанкам: Тез. докл. М., 1986.
3. П р о т а с о в А.А., А ф а н а с ь е в С.А. Пресноводные мшанки в условиях влияния сбросных подогретых вод тепловых и атомных электростанций // Там же.
4. С и н и ц ы н а О.О., П р о т а с о в А.А. Некоторые функциональные характеристики сообществ *Plumatella emarginata* (Allm.) в водоеме-охладителе // Там же.
5. С к а л ь с к а я И.А. Заселение древесных субстратов фауной в подогреваемой и неподогреваемой зоне у Костромской ГРЭС // Влияние тепловых электростанций на гидробиоценоз и биологию водоемов: Материалы II симпозиума. Борок, 1974.
6. С к а л ь с к а я И.А. Сезонные аспекты биоценозов обрастаний // Гидробиол. журн. 1976. Т. 12, № 4.
7. С к а л ь с к а я И.А., М ы л ь н и к о в а З.М. Структура и экология сообществ перифитонных животных прибрежной зоны Рыбинского водохранилища // Биологическая продуктивность и качество воды Волги и ее водохранилищ. М., 1984.
8. Х м е л е в а Н.Н., М у х и н Ю.Ф. Массовое развитие мшанок в водоеме-охладителе // ДАН БССР. 1986. Т. 30, № 2.
9. В u s h n e l l J.H. Environmental relations of Michigan Ectoprocta and dynamics of natural populations of *Plumatella repens* // Ecol. Monogr. 1966. Vol. 36, N 2.
10. F i e l d s a J., R a d d u n G. Prju ny vatnadyr Islandi // Natturu frae JIngurinn. 1973. Vol. 43, N 1-2.
11. J o n a s s o n P.M. The growth of *Plumatella repens* and *P. fungosa* (Bryozoa Ectoprocta) in relation to extremal factors in Danish eutrophic lakes // Oikos. 1963. Bd 14, N 2.

Институт биологии внутренних вод  
им. И.Д. Папанина АН СССР

Н.Л. Б а б к и н а

ПЛОТВА МОРОЦКОГО ОЗЕРА. СООБЩЕНИЕ 1.  
УВЕЛИЧЕНИЕ ЧИСЛА ПОЗВОНКОВ И СПЕЦИФИКА  
СТРОЕНИЯ КАНАЛОВ СЕЙСМОСЕНСОРНОЙ СИСТЕМЫ  
ГОЛОВЫ ПРИ СРАВНЕНИИ С ПЛОТВОЙ  
БЛИЗЛЕЖАЩИХ ПЛЁСОВ РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Исследование закономерностей изменчивости популяционных характеристик видов предполагает анализ динамики признаков во времени и пространстве. Особый интерес представляет изучение популяций, обладающих уклоняющимися значениями избранных признаков, что обычно связано с экстремальными условиями обитания.

Мезотрофное оз. Морозское Дарвинского заповедника интересно как своим расположением на полуострове, ограниченном Шекснинским и Моложским плёсами Рыбинского водохранилища, так и характерными особенностями гидрологии, представляя собой мелководный водоем с периодическими зимними заморами. Плотва озера отличается крайне низким темпом роста, обычные половозрелые особи длиной менее 10 см. В популяции резко преобладают самки.

Цель работы – сравнение плотвы оз. Морозского и двух плёсов Рыбинского водохранилища по ряду остеологических „фенетических” признаков, используемых в популяционном анализе. Материалом послужили выборки плотвы оз. Морозского (442 экз., подледный лов), Шекснинского (380 экз.) и Моложского (550 экз., нерестовый ход) плёсов в 1987 г. Весь материал обрабатывали по единой методике вываривания скелетов с последующим определением возраста по *cleitrum* и подсчетом значений признаков.

Для анализа использовали следующие признаки: общее число позвонков ( $V_{\text{общ}}$ ), их распределение по отделам позвоночника ( $V_a$ ,  $V_i$ ,  $V_c$ ), число глоточных зубов и особенности строения сейсмосенсорной системы, описываемые числом отверстий (пор) каналов на покровных костях черепа. Число пор надглазничного канала на *frontale* (Front) и *parietale* ( $Par^{so}$ ), канала затылочной комиссуры на *parientale* ( $Par^{co}$ ), подглазничного канала на *dermopteroticum* (Dermopt), число отверстий преоперкулло-мандибулярного канала на *dentale* (Dent), *articulare* (Art), *praeoperculum* (Pop) и *operculum* (Op) подсчитывали по ранее разработанной методике [3]. Значения билатеральных признаков учитывали отдельно на двух сторонах тела рыбы. По критериям  $\chi^2$  Колмогорова-Смирнова и I Животовского оценивали различия частотных распределений признаков. Для билатеральных признаков подсчитывали дисперсию асимметрии  $\sigma_a^2$  [1], анализировали случайную и факториальную составляющие общей дисперсии:  $\sigma_{\text{общ}}^2 = \sigma_{\text{стох}}^2 + \sigma_{\text{факт}}^2$ ;  $\sigma_{\text{стох}}^2 = \frac{1}{2} \sigma_a^2$  [2].

Оказалось, что плотва оз. Морозского по ряду остеологических признаков значительно отличается от плотвы близлежащих Шекснин-

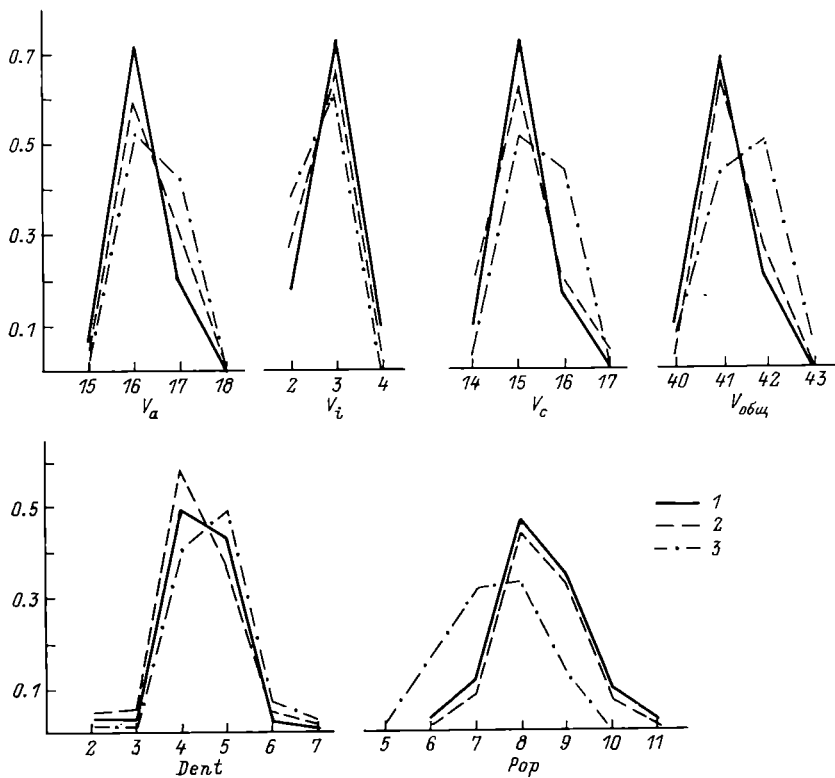


Рис. 1. Распределение числа позвонков в различных отделах позвоночника и общего числа позвонков у плотвы Шекснинского (1), Моложского (2) плёсов Рыбинского водохранилища и оз. Морозского (3).

По оси абсцисс – признаки и их значение; по оси ординат – частоты.

ского и Моложского плёсов Рыбинского водохранилища. У озерной плотвы достоверно отличие по общему числу позвонков, обусловленное большей частью различием в величине хвостового отдела позвоночника ( $M = 41.62 \pm 0.03$ ). Плотва Шекснинского и Моложского плёсов по данному признаку сходна ( $M = 41.14 \pm 0.03$  и  $41.21 \pm 0.05$  соответственно). По средним значениям и частотным распределениям числа позвонков в туловищном отделе достоверно различаются все три выборки плотвы, причем озерная плотва по этому признаку ближе к моложской (рис. 1). По числу позвонков в переходном отделе плотва озера достоверно отличается ( $\chi^2 > 1.36$ ) от таковой Шекснинского плёса.

Для плотвы Морозского озера характерно в среднем несколько повышенное число глоточных зубов ( $M = 5.52 \pm 0.02$ ), т.е. варианты 6–5 и 5–6 встречаются чаще. Плотва разных районов во-

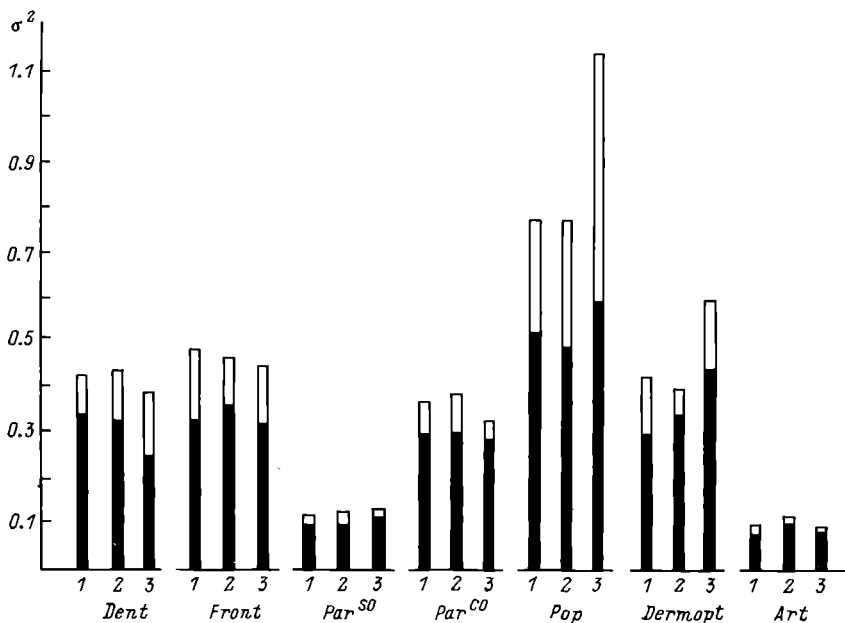


Рис. 2. Компоненты общей дисперсии билатеральных признаков выборок плотвы Шекснинского (1), Моложского (2) плёсов Рыбинского водохранилища и оз. Морозского (3).

Закрашенная часть столбика -  $\sigma^2_{\text{стох}}$ , незакрашенная -  $\sigma^2_{\text{факт}}$ .

дохранилища по данному признаку не различается ( $\bar{M} = 5.45 \pm 0.02$ ).

Исследованные выборки плотвы по критериям  $I$  и  $\lambda$  достоверно различаются по признакам строения каналов сейсмосенсорной системы Dent, Front, Pop и Dermopt. При этом выборки плотвы разных плёсов водохранилища не имеют достоверных отличий по признакам Front и Pop. По другим признакам ( $\text{Par}^{\text{SO}}$ ,  $\text{Par}^{\text{CO}}$ , Op и Art) различия достоверны лишь по одному из использованных критериев ( $I$ ). Необходимо отметить, что смещение значений признака Pop у плотвы озера связано не просто с меньшим числом отверстий канала, а с неполным его зарастанием в нижней части у ряда особей.

Уровень флуктуирующей асимметрии признаков Pop и Dermopt озерной плотвы выше водохранилищной (рис. 2). По признаку Dermopt достоверные отличия обнаружены при сравнении выборок Морозского озера и Моложского плёса ( $\hat{F} = 1.29 > \hat{F}_{st, 0.05} = 1.2$ ), а также озера и Шекснинского плёса ( $\hat{F} = 1.45 > \hat{F}_{st, 0.01} = 1.4$ ). При этом общая, а также факториальная дисперсия этих признаков больше у озерной плотвы. По признаку Dent плотва из озера имеет меньшую асимметрию, достоверно отличаясь от плотвы Шекснинского и Моложского плёсов. Общая дисперсия по данному признаку у этой группы также несколько меньше. В целом, за исключением признака Pop, общий характер частотных распределений числа пор

каналов сейсмосенсорной системы весьма сходен у плотвы трех исследованных выборок. Определенных тенденций увеличения или уменьшения общей изменчивости и уровня асимметрии у озерной плотвы не выявлено.

Вероятно, увеличение числа позвонков – неспецифическая реакция плотвы на необычные условия обитания. Уровень флуктуирующей асимметрии при этом практически не меняется, оставаясь довольно низким.

### Л и т е р а т у р а

1. Захаров В.М. Асимметрия животных. М., 1987.
2. Кожара А.В. Оценка состояния популяций промысловых карповых рыб с помощью показателей стабильности морфогенеза: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М., 1987.
3. Яковлев В.Н., Изюмов Ю.Г., Касьянов А.Н. Фенетический метод исследования популяций карповых рыб // Науч. докл. высш. школы. Биол. науки. 1981. № 2.

Институт биологии внутренних вод  
им. И.Д. Папанина АН СССР

УДК 574.3:575.3.08-15

А.Н. К а с ь я н о в

### МОРФОЛОГИЧЕСКАЯ ИЗМЕНЧИВОСТЬ ПЛОТВЫ RUTILUS RUTILUS L. В ВОДОЕМАХ РАЗНОГО ТИПА

Считают [3], что чем разнообразнее условия жизни, тем изменчивее признаки, характеризующие особей данной популяции. В качестве исходных данных мы использовали материал из 20 озер (2005 экз.), 15 рек (1149 экз.) и 15 водохранилищ (2852 экз.), расположенных в основном на европейской части СССР. Для анализа изменчивости были привлечены следующие меристические признаки: число ветвистых лучей в спинном (D) и анальном (A) плавниках, чешуй в боковой линии (U), общее число позвонков ( $V_{\text{общ}}$ ) [4], а также количество отверстий каналов сейсмосенсорной системы (КСС) на костях черепа – dentale (Dent), praeoperculum (Pop), parietale (надглазничный –  $\text{Par}^{\text{SO}}$  и надвисочный –  $\text{Par}^{\text{CO}}$  - участки), frontale (Front) [5]. Вычисляли средние значения признаков и средний коэффициент вариации (CV).

Из полученных данных определенной закономерности в изменении средних величин у плотвы из водоемов разного типа не выявляется, за исключением озерных популяций, у которых число чешуй в боковой линии и позвонков оказалось максимальным. При сравнении выборок по коэффициенту вариации каждого отдельного призна-

Соотношение отклонений по абсолютной величине 9 признаков относительно обобщенных средних значений CV у популяций плотвы из водоемов разного типа

Признак	Водохрани- лища	Озера	Реки	$\Delta d$
<u>Водохранилища</u>				
A		30:5	23:7	53:12 = +41
D		18:17	15:15	33:32 = +1
II		19:15	25:9	44:24 = +20
V <sub>общ</sub>		15:20	17:13	32:43 = -11
		$\Sigma 4$ признаков		162:111 = +51
Dent		12:22	19:10	31:32 = -1
Front		15:18	14:15	29:33 = -4
Par <sup>so</sup>		8:25	14:15	22:39 = -17
Par <sup>co</sup>		15:18	7:22	22:40 = -18
Pop		24:10	13:16	37:26 = +11
		$\Sigma 5$ признаков		141:170 = -29
		$\Sigma 9$ признаков		303:288 = +22
<u>Озера</u>				
A	5:30		15:20	20:50 = -30
D	17:18		17:18	34:36 = -2
II	15:19		23:11	38:30 = +8
V <sub>общ</sub>	20:15		22:13	42:28 = +14
		$\Sigma 4$ признаков		134:144 = -10
Dent	22:12		25:8	47:20 = +27
Front	18:15		18:14	36:29 = +7
Par <sup>so</sup>	25:8		20:12	45:20 = +25
Par <sup>co</sup>	18:15		9:23	27:38 = -11
Pop	10:24		7:26	17:50 = -33
		$\Sigma 5$ признаков		172:157 = +15
		$\Sigma 9$ признаков		306:301 = +5
<u>Реки</u>				
A	7:23	20:15		27:48 = -21
D	15:15	18:17		33:32 = +1
II	9:25	11:23		20:48 = -28
V <sub>общ</sub>	13:22	13:22		26:39 = -13
		$\Sigma 4$ признаков		106:167 = -61
Dent	10:19	8:25		18:44 = -26
Front	15:14	14:18		29:32 = -3
Par <sup>so</sup>	15:14	12:20		27:34 = -7
Par <sup>co</sup>	22:7	23:9		45:16 = +29
Pop	16:13	26:7		42:20 = +22
		$\Sigma 5$ признаков		161:146 = +15
		$\Sigma 9$ признаков		267:313 = -46

П р и м е ч а н и е.  $\Delta d$  - разность по абсолютной величине между  $d_1$  (+) и  $d_2$  (-).



нака выявились различия между популяциями водоемов разного типа по 4 из 9 показателей, но определенной тенденции в зависимости от экологии обитания популяции у этих различий нет.

На наш взгляд, представление данных в виде обобщенных средних значений коэффициента вариации не совсем корректно, так как в этом случае не учитывается большая часть информации. Целесообразнее сравнивать группы выборок по распределениям каждого признака. Сопоставление распределений CV 9 признаков популяций рек, озер и водохранилищ по критерию Уайта [2] не выявило достоверных различий.

Дальнейшее изучение морфологической изменчивости популяций плотвы из водоемов разного типа сводилось к установлению определенной тенденции. Для этого сравнивали значения CV признаков отдельных выборок, составляющих популяционную группу, с усредненным значением данного признака другой („реперной“) группы. В случае, когда значения CV сравниваемой выборки были ниже обобщенного значения CV „реперной“ суммарной выборки, записывали знак „+“ ( $d_1$ ), а если выше, то знак „-“ ( $d_2$ ). Затем подсчитывали разницу по абсолютной величине между числом „+“ и „-“. Наиболее изменчивыми по числу лучей в анальном плавнике и числу чешуй в боковой линии оказались водохранилищные популяции, а наименее – озерные и речные (см. таблицу). По числу позвонков озерные популяции характеризуются более высокой изменчивостью коэффициента вариации, чем водохранилищные и речные. И только коэффициенты вариации по числу лучей в спинном плавнике имеют сходные значения между данными группами популяций. Оценка изменчивости популяций плотвы по 4 „традиционным“ признакам выявила наибольшую изменчивость у водохранилищных популяций, наименьшую – у речных. Промежуточное положение между ними занимают озерные.

Анализ изменчивости другой группы признаков – числа отверстий КСС на костях черепа – показал другую тенденцию: наибольшая изменчивость по Dent, Front и  $Par^{SO}$  характерна для озерных, наименьшая – для водохранилищных и речных популяций; по  $Par^{CO}$  и Por максимальную изменчивость проявляли речные, минимальную – водохранилищные и озерные популяции. По коэффициентам вариации 5 признаков КСС наибольшую изменчивость наблюдали у озерных и речных популяций, наименьшую – у водохранилищных (см. таблицу).

Очевидно, что по совокупности признаков однонаправленной тенденции в изменчивости популяций из водоемов разного типа не выявляется: по одним признакам ( $A$ ,  $U$ ) наиболее изменчивыми оказались водохранилищные популяции, по другим ( $V_{общ}$ , Dent, Front,  $Par^{SO}$ ) – озерные, по  $Par^{CO}$  и Por – речные. По числу лучей в спинном плавнике различий в коэффициентах вариации между популяциями из определенных водоемов нами не выявлено. Если попытаться представить изменчивость по сумме отклонений от средних значений 9 признаков, то в целом прослеживается определенная тенденция: наибольшей изменчивостью характеризуются водохранилищные популяции, наименьшей – речные, промежуточное положение между ними занимают озерные.

Примерно такую же закономерность выявила Н.К. Каневская на леще [1]: водохранилищный лещ по меристическим признакам характеризуется наибольшими средними значениями  $CV$  в сравнении с лещом из рек и озер. Эти результаты автор объясняет более стабильными условиями обитания в озерах, нежели в водохранилищах и реках.

В процессе нашего анализа выяснилось, что одна пара признаков ( $ll$  и  $V_{общ}$ ) обнаруживает разнонаправленную, а другая ( $Front$  и  $ParSO$ ) – однонаправленную изменчивость у водохранилищных и озерных популяций плотвы.

## Л и т е р а т у р а

1. Каневская Н.К. Особенности изменчивости леща *Abramis brama* (L.) озер, рек и водохранилищ // *Вопр. ихтиологии*. 1975. Т. 15, вып. 3(92).
2. Лакин Г.Ф. Биометрия. М., 1968.
3. Никольский Г.В., Пикuleва В.А. О приспособительном значении амплитуды изменчивости видовых признаков и свойств организмов // *Зоол. журн.* 1958. Т. 37, вып. 7.
4. Правдин И.Ф. Руководство по изучению рыб. М., 1966.
5. Яковлев В.Н., Изюмов Ю.Г., Касьянов А.Н. Фенетический метод исследования карповых рыб // *Науч. докл. высш. школы. Биол. науки*. 1981. № 2.

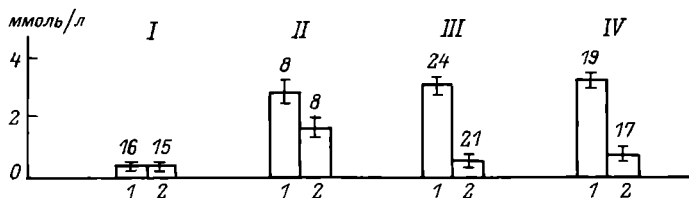
Институт биологии внутренних вод  
им. И.Д. Папанина АН СССР

УДК 597-111.05(28)

Р.А. Запрудова

## ИЗМЕНЕНИЕ КОНЦЕНТРАЦИИ КАЛИЯ В ПЛАЗМЕ КРОВИ ЛЕЩА *IN VITRO* ПРИ СТРЕССЕ И В РАЗНЫЕ ПЕРИОДЫ ГОДОВОГО ЦИКЛА. СООБЩЕНИЕ 2. ИЗМЕНЕНИЕ В РАЗНЫЕ ПЕРИОДЫ ГОДОВОГО ЦИКЛА

В работе проанализировано функциональное состояние леща в различные периоды годового цикла – нереста, нагула, зимовки. Материал и методы описаны в [3]. Наиболее подробно исследовали рыб в период размножения: за 2–3 нед до нереста, во время икрометания (апрель–май, IY–Y стадии зрелости половых продуктов) и сразу после икрометания (май–начало июня, YI–II стадии зрелости). В период нагула (июнь–август) изучали рыб II–III стадий зрелости половых продуктов, во время зимовки (декабрь–февраль) – самок леща IY стадии зрелости, самцов – III–IY стадий. Температура воды за период наблюдения изменялась от 0 до 17 °C, температура инкубации оставалась постоянной (20 °C).



Предынкубационная (1) и послеинкубационная (2) концентрации калия в плазме крови леща в различные периоды годового цикла.

I – за 2–3 нед до нереста и в период икрометания, II – сразу после нереста, III – в период нагула, IV – в период зимовки. Цифры над столбиками – количество исследуемых рыб.

Предынкубационная концентрация калия в плазме крови леща в течение годового цикла составляла 2,5–3 ммоль/л, однако в преднерестовый период и во время икрометания она снижалась в 5–10 раз. Послеинкубационная концентрация калия в течение года не превышала 1 ммоль/л, а в посленерестовый период увеличивалась в 2–3 раза (см. рисунок). Так как при ухудшении состояния рыб послеинкубационные концентрации калия в плазме крови равны или превышают 1,5–2 ммоль/л [3], полученные в настоящей работе данные свидетельствуют о значительном ослаблении посленерестовых популяций леща.

Сопоставление значений пред- и послеинкубационной концентрации калия у рыб с приведенными в работе [3] данными по адаптации позволяет отнести их состояние в период нереста к реакции тревоги, в посленерестовый период – к стадии истощения, в период нагула и зимовки – к стадии резистентности. Как известно, устойчивость животных во время реакции тревоги и стадии истощения снижается [5]. На ослабление посленерестовых популяций рыб указывают не только показатели ионного обмена, но и показатели иммунной, ферментативной и терморегуляционной систем организма [4]. Таким образом, рыбы в посленерестовый период становятся наиболее уязвимы к различным неблагоприятным воздействиям: смывам с полей химических удобрений, сбросам промышленных предприятий и т.д. Это необходимо учитывать при дозировке антропогенных воздействий на водоемы.

Уменьшение концентрации калия в плазме крови *in vitro* связано с переходом ионов из плазмы в эритроциты. Этот процесс опосредован активным транспортом, так как он идет против концентрационного градиента, ингибируется оубаином и низкими температурами [1, 2]. Наиболее оптимален для организма, по-видимому, средний режим активного транспорта, что соответствует скорости уменьшения концентрации калия в плазме крови *in vitro* в области 50–100 мг/(л·ч) при температуре инкубации 20 °C.<sup>1</sup> Именно

<sup>1</sup> Скорость изменения концентрации калия рассчитывали как частное от деления разности концентрации между конечной и начальной точками инкубации на время инкубации.

эта скорость процессов *in vitro* коррелировала с максимальной продолжительностью жизни целых особей и отдельных подсистем организма, в частности, как было показано в дополнительных опытах *in vitro*, с наиболее продолжительным периодом сохранения целостности эритроцитарной мембраны. Указанный диапазон изменения скорости процессов *in vitro*, как правило, регистрировали у рыб, находящихся на стадии резистентности общего адаптационного синдрома, более высокие значения – во время реакции тревоги, более низкие – на стадии истощения. Таким образом, полученные данные свидетельствуют об усилении активного транспорта ионов через клеточную мембрану во время реакции тревоги и ослаблении его на стадии истощения общего адаптационного синдрома.

Результаты проведенных исследований показывают, что регуляция калиевого гомеостаза осуществляется по принципу отрицательной обратной связи: высокие значения ионов калия в плазме крови стимулируют процессы, снижающие его концентрацию, например активный транспорт ионов из внеклеточной жидкости в клеточную; низкие значения ионов калия тормозят эти процессы. Нарушение вышеуказанного принципа регуляции у рыб, истощенных повреждающими агентами и нерестом, приводит к нарушению калиевого гомеостаза, что, возможно, является одной из причин их гибели. О начале нарушения регуляции ионного гомеостаза можно судить по повышению послейнкубационной концентрации калия. Это соответствует времени, когда увеличение концентрации калия в плазме перестает сопровождаться увеличением ее скорости изменения *in vitro*, что свидетельствует об ослаблении активного транспорта ионов через клеточную мембрану.

Таким образом, отмеченное в настоящей работе увеличение послейнкубационной концентрации калия в плазме крови леща после нереста (свыше 1.5 ммоль/л) позволяет сделать вывод об ослаблении популяции в этот период.

## Л и т е р а т у р а

1. Запрудникова Р.А. Изменение концентрации катионов в плазме и эритроцитах при инкубации крови леща, подвергнутого воздействию экстремальных факторов // Биол. науки. 1983. № 12.
2. Запрудникова Р.А. Влияние условий хранения и обработки проб крови леща на концентрацию катионов // Биология внутренних вод: Информ. бюл. Л., 1986. № 71.
3. Запрудникова Р.А. Изменение концентрации калия в плазме крови леща *in vitro* при стрессе и в разные периоды годового цикла. Сообщение 1. Изменение при стрессе // Биология внутренних вод: Информ. бюл. Л., 1989. № 83.
4. Запрудникова Р.А., Мартеньянов В.И. Сезонные изменения концентрации катионов в плазме крови пресноводных рыб // Вопр. ихтиологии. 1988. Т. 28, вып. 4.

5. (S e l y e G.) С е л ь е Г. На уровне целого организма.  
М., 1977.

Институт биологии внутренних вод  
им. И.Д. Папанина АН СССР

УДК 574.64:574.5.087

О.Л. Ц е л ь м о в и ч, М.В. Г а п е е в а

РАСПРЕДЕЛЕНИЕ НЕКОТОРЫХ МИКРОЭЛЕМЕНТОВ,  
ЖЕЛЕЗА И МАРГАНЦА В МОЛЛЮСКАХ  
СУБЛИТОРАЛИ РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Цель работы – изучение элементного состава моллюсков Рыбинского водохранилища. Мы определяли концентрации меди, кобальта, никеля, хрома, железа и марганца в мягких тканях и раковинах *Dreissena polymorpha*, *Unio* sp., *Anodonta* sp., *Viviparus viviparus*, отобранных в 1986 г. на 16 станциях Рыбинского водохранилища (см. рисунок). Мягкие ткани подвергали „сухому” озолению, прокаливая при 450 °С. Раковины, высушенные при 105 °С, разлагали смесью концентрированной азотной кислоты с перекисью водорода. Содержание металлов определяли на атомно-абсорбционном спектрофотометре ААС-1.

Концентрация металлов в мягких тканях моллюсков изменяется в широких пределах, в раковинах – несколько меньше, причем для кобальта – совсем незначительно (см. таблицу).



Схема отбора проб моллюсков в сублиторали Рыбинского водохранилища.

Концентрация микроэлементов, Fe и Mn в моллюсках Рыбинского водохранилища

Вид моллюска	Cu	Fe · 10 <sup>2</sup>	Mn · 10	Zn	Co · 10 <sup>-3</sup>	Ni · 10 <sup>-3</sup>	Cn
Мягкие ткани, мг/кг золы							
Dreissena polymorpha	1-16	16-290	34-742	37-1088	4-23	3-10	(2-25) · 10 <sup>-3</sup>
Unio sp.	11-28	76-230	440-660	383-2240	10-20	5-10	(10-20) · 10 <sup>-3</sup>
Anodonta sp.	5-8	12-13	550-750	201-360	20	10	11 · 10 <sup>-3</sup>
Viviparus viviparus	8-446	14-88	3-24	46-590	10-20	10-20	(4-14) · 10 <sup>-3</sup>
Раковины, мг/кг сухой массы							
Dreissena polymorpha	2-9	34-270	12-106	39-391	20	80-2000	0.02-0.33
Unio sp.	4-9	26-280	29-92	44-157	20	900-2500	0.02
Anodonta sp.	2-2	1.9-9.0	13-86	30-94	20	1000	0.01-0.12
Viviparus viviparus	3-11	18-55	12-39	60-155	20	900-1700	0.02-0.30
Этапные раковины							
Dreissena polymorpha	15-31	5-11		10-26	80-120		
Unio sp.	7-22	1-5		2-10	50-150		
Anodonta sp.	5-30	-		2-12	50-80		
Viviparus viviparus	10-30	1-4		10-28	50-80		

В.В. Ковальский [1] для оценки той или иной изучаемой местности предложил сравнивать ее микроэлементный фон с таким же фоном в зонах с черноземной почвой (Воронежская и Курская области), в которой количество и соотношение микроэлементов, железа и марганца наиболее благоприятно для развития живых организмов. Согласно биогеохимическому районированию СССР по В.В. Ковальскому [1], Рыбинское водохранилище расположено в зоне, бедной медью и кобальтом. Сравнение концентраций металлов в раковинах моллюсков Рыбинского водохранилища и из рек Воронежской обл. [2] показывает, что раковины моллюсков Рыбинского водохранилища содержат меди и кобальта меньше, чем эталонные, что находится в соответствии с биогеохимическим районированием.

## Л и т е р а т у р а

1. К о в а л ь с к и й В.В. Геохимическая экология. М., 1974.
2. Н и к а н о р о в А.М., Ж у л и д о в А.В., П о к а р ж е в с к и й А.Д. Биомониторинг тяжелых металлов в пресноводных экосистемах. Л., 1985.

Институт биологии внутренних вод  
им. И.Д. Папанина АН СССР

УДК 556.551.47

Е.М. Б и к б у л а т о в а

## СЕЗОННАЯ ДИНАМИКА ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА В ВОДЕ ОЗ. НЕРО

Оз. Неро, расположенное в Ярославской обл., вытянуто с юго-запада на северо-восток, имеет грушевидную форму, мелководное, с ложбиной в центре, средняя глубина которой 3,5 м. Дно покрыто мощным слоем сапропеля, значительная часть площади зарастает макрофитами [5]. Сведения о гидрохимии озера фрагментарны. Имеющиеся данные по органическому веществу (ОВ) – важнейшему компоненту, непосредственно связанному с трофностью и продуктивностью водоемов, – позволяют получить лишь общее представление о содержании в воде ОВ в вегетационный период [2] и его динамике [3,5]. Для понимания функционирования экосистемы водоема такой информации недостаточно. В рамках комплексных исследований экосистемы оз. Неро, начатых ИБВВ АН СССР в 1987 г., изучали сезонную динамику ОВ.

Наблюдения проводили в южной, центральной и северной частях озера. Пробы воды на мелководных станциях отбирали с глубины 0,5 м, на глубоководной – с 3 горизонтов. Анализы были сделаны по общепринятым методикам [1].

Т а б л и ц а 1

Показатели органического вещества в воде озера в 1987 г.

Станция	С <sub>орг</sub> , мг/л					Цветность, °						
	IY	Y	YI	YII	IX	X	IY	Y	YI	YII	IX	X
1 (р. Сара)	7.3	6.6	6.8	9.8	3.0	5.8	35	30	25	50	10	25
Ю ж н а я   ч а с т ь												
2	8.4	-	-	17.1	12.0	6.1	35	-	-	35	30	20
10	-	-	-	-	-	13.0	-	-	-	-	-	25
11	-	-	-	12.4	8.4	9.0	-	-	-	-	25	20
12	-	-	-	12.3	9.0	7.8	-	-	-	35	25	15
14	-	5.4	9.0	-	10.7	-	-	25	25	-	-	-
Ц е н т р а л ь н а я   ч а с т ь												
9	-	9.5	14.2	17.5	13.4	11.8	-	35	40	35	35	35
3	-	-	-	10.3	14.1	13.7	-	-	-	-	35	25
15	-	-	-	-	11.9	-	-	-	-	-	25	-
С е в е р н а я   ч а с т ь												
8	-	5.6	11.1	-	-	14.1	-	20	30	-	-	25
4	2.8	5.0	10.3	15.5	11.3	13.9	10	20	25	30	25	25
7	3.8	4.1	10.0	13.2	12.6	12.3	10	20	20	-	35	25
5	-	5.2	11.2	-	-	16.3	-	20	30	-	-	30
6 (р. Вёкса)	5.9	5.4	10.7	15.6	13.1	15.6	35	25	30	40	35	25



Р. Сара – основной приток озера – впадает в него с юга. Сток осуществляется на севере через р. Вёксу, в которой во время весеннего половодья часто создается противотечение. Вода р. Сары имела невысокую цветность и содержала небольшое количество органического углерода ( $C_{\text{орг}}$ ) (табл. 1). Лишь в июле во время обильных затяжных дождей из окружающих болот выносилось значительное количество гумусовых веществ и цветность повышалась до  $50^{\circ}$ . Более высокую цветность ( $60^{\circ}$ ) наблюдали в летнее время в воде р. Ишни (западный приток озера). Перед вскрытием озера (апрель) влияние р. Сары прослеживалось в приустьевом участке (ст. 2). В северной части водоема (ст. 4 и 7) в это время сохранялась зимняя вода с низкой цветностью и малым содержанием ОВ в поверхностном слое. Ко дну глубоководной зоны (ст. 4) количество  $C_{\text{орг}}$  вследствие обогащения придонных слоев ОВ, поступающим из донных отложений, увеличивалось:

Глубина, м	$C_{\text{орг}}$ , мг/л	Цветность, $^{\circ}$
0,5	2,8	10
2,0	3,1	10
3,5	9,7	35

Источником ОВ служили разлагающиеся на дне остатки высшей водной растительности и фитопланктона, продуцирование массы которых в озере весьма значительно [3], а наличие стратификации способствовала малая проточность озера зимой. В период открытой воды вследствие мелководности и большой площади зеркала водная толща озера перемешивалась до дна даже при ветрах средней силы, что приводило к однородному распределению гидрохимических ингредиентов по глубине.

Т а б л и ц а 2

Величины отношения цветности к углероду органического вещества в озере

Станция	1У	У	У1	УII	УIII	1Х
1	4,8	4,5	3,7	5,1	3,3	4,3
2	4,2	–	–	2,0	2,5	3,2
3	–	–	–	–	2,5	1,8
4	3,6	4,0	2,4	1,9	2,2	1,8
5	–	3,8	2,7	–	–	1,8
6	5,9	4,6	2,8	2,6	2,7	1,6
7	2,6	4,9	2,0	–	2,8	2,0
8	–	3,6	2,7	–	–	1,8
9	–	3,7	2,8	2,0	2,6	3,0
11	–	–	–	–	3,0	2,2
12	–	–	–	2,8	2,8	1,9

Во время весеннего половодья в озере создавались условия для смешивания внешних вод с зимними. В результате этого в мае в северной части озера и на выходе из него находилась однородная водная масса с содержанием ОВ ниже, чем в исследованных речных водах, и выше зимних его значений в водоеме (табл. 1).

С июня по октябрь цветность воды озера практически сохранялась на весеннем уровне. В то же время валовое содержание  $C_{\text{орг}}$  возрастало в среднем в 2–5 раз, что привело к изменению величины отношения цветности к  $C_{\text{орг}}$  (табл. 2), по которому можно судить о генезисе ОВ [4]. Низкие значения этого показателя в летне-осенний период свидетельствуют о преобладании доли ОВ планктонного происхождения в общем составе органических веществ, а относительно высокие весной – о преобладании ОВ терригенного происхождения. Максимум содержания ОВ приходится на июль. Высокие значения БПК<sub>5</sub> в это время (4–7,5 мг О/л) указывают на то, что в составе ОВ много биохимически легко разлагаемых соединений – продуктов жизнедеятельности и распада остатков водорослей. В период максимальной вегетации фитопланктона доля лабильной фракции, рассчитанная по отношению БПК<sub>5</sub> к бихроматной окисляемости, находилась в пределах 15–26%.

Высокий уровень ОВ в северной и центральной частях озера сохранялся до глубокой осени, чему способствовали малый водообмен и интенсивное перемешивание водной толщи, препятствующее оседанию отмирающего фитопланктона на дно. К октябрю в южной части озера содержание ОВ заметно снизилось, и в приустьевых зонах рек Сары (ст. 2) и Ишни (ст. 9) уже преобладало терригенное ОВ (табл. 2).

Сравнение величин цветности за 1987 г. с имеющимися в литературе [2, 3, 5] показало, что в течение длительного периода жизни водоема, по крайней мере с 1948 г., цветность воды практически не изменялась. Содержание  $C_{\text{орг}}$  и величина Цв./ $C_{\text{орг}}$  летом остались на уровне 1970 г. [2]. На основании практически постоянных значений последних величин в период интенсивного продуцирования ОВ можно предположить, что трофический статус водоема остался прежним.

#### Л и т е р а т у р а

1. А л е к и н О.А., С е м е н о в А.Д., С к о п и н ц е в Б.А. Руководство по химическому анализу вод суши. Л., 1973.
2. Б и к б у л а т о в Э.С., С к о п и н ц е в Б.А., Б и к б у л а т о в а Е.М. Валовый органический углерод в водах некоторых водоемов Московской и Ярославской областей // Биология внутренних вод: Информ. бюл. Л., 1972. № 14.
3. Г р е з е Б.С. Исследование озера Неро в гидробиологическом и рыбохозяйственном отношении. Ч. 1. Гидрология // Ростовский краевед: Тр. Ростов. науч. о-ва по изучению местного края. Ростов-Ярославский, 1929. Вып. 1.

4. Скопичев Б.А. Органическое вещество в природных водах (водный гумус) // Тр. Гос. океаногр. ин-та. 1950. Вып. 17(29).
5. Фортунатов М.А., Московский Б.Д. Озера Ярославской области // Озера Ярославской области и перспективы их хозяйственного использования. Ярославль, 1970.

Институт биологии внутренних вод  
им. И.Д. Папанина АН СССР

УДК 556.114.08

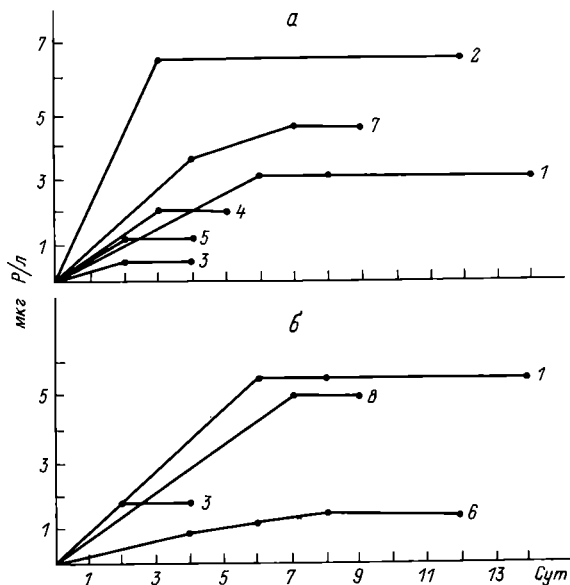
Н.А. Трифонова, Н.В. Васильева

## ОПРЕДЕЛЕНИЕ ЭНЗИМАТИЧЕСКИ ГИДРОЛИЗУЕМЫХ СОЕДИНЕНИЙ ФОСФОРА В ПРИРОДНЫХ ВОДАХ

При сопоставлении содержания фосфора в фито- и бактериопланктоне, продуцируемых в волжских водохранилищах в течение вегетационного периода, с запасом фосфатов в водоеме и поступлением их с водосбора, видно, что последние обеспечивают лишь небольшую часть общей потребности гидробионтов в этом элементе (в Рыбинском водохранилище – около 10%). Следовательно, основную долю необходимого им фосфора организмы должны получать за счет регенерации фосфатов из фосфорорганических соединений. Однако далеко не все органические соединения фосфора, содержащиеся в водоеме, могут быть подвергнуты фосфатазному гидролизу и стать доступными для водных организмов.

Солорзано и Стрикланд (цит. по: [2]) для определения доступных морскому фитопланктону органических соединений фосфора предложили метод, основанный на использовании энзиматической активности препарата бактериальной (*Escherichia coli*), хроматографически чистой щелочной фосфатазы высшей квалификации. Этим методом должны определяться фосфосахара и другие монофосфорные эфиры, а также, вероятно, и некоторые фракции линейных неорганических полифосфатов, содержащихся в природной воде. Мы пытались применить этот метод в наших исследованиях. Однако препараты фосфатазы, которыми мы располагали, содержали огромное количество фосфатов и обладали низкой удельной активностью, что серьезно осложняло определения и, кроме того, вызывало сомнения в достоверности получаемых результатов: высокий фосфатный фон не только мешал определению сравнительно низких концентраций гидролизованных фосфатов, но и мог ингибировать процесс фосфатазного гидролиза.

В 1986 г. Хруст с соавторами [1] предложил метод определения фосфоэфиров, основанный на их фосфатазном гидролизе энзимами, содержащимися в природной воде. В ходе анализа к профильтрованной забуференной пробе воды добавляли хлороформ и экспонировали



Выделение фосфатов в процессе гидролиза природными фосфатазами растворенных (а) и входящих в состав взвеси (б) фосфорорганических соединений в пробах воды из Рыбинского водохранилища и его притоков.

1 – г. Мышкин, 16 III 1988 г.; 2 – с. Коприно, 15 У 1987 г.; 3 – г. Молога, 23 IY 1987 г.; 4 – с. Наволок, 19 YI 1987 г.; 5 – с. Измайлово, 23 YI 1987 г.; 6 – Рыбинская ГЭС, 17 III 1988 г.; 7 – р. Шексна, 12 III 1987 г.; 8 – р. Молога, 17 IX 1987 г.

ее при 20–30 °С, периодически определяя изменение концентрации фосфатов. Проведенное авторами сравнение данного метода с предложенным Солорзано и Стрикландом показало для проб с невысоким содержанием фосфатов ( $\leq 25$  мкг Р/л) близкие результаты. Однако при содержании  $PO_4^{3-}$  выше этого уровня метод с применением природных фосфатаз дал более высокие результаты. Авторы объясняют этот феномен ингибированием фосфатами фермента из *E. coli*, используемого в ходе анализа по Солорзано и Стрикланду. Мы считаем, что энзиматический гидролиз осуществляется природными фосфатазами более полно, поскольку имеющиеся органические вещества подвергаются действию не только щелочной фосфатазы, но и всего комплекса фосфогидролаз, содержащихся в природной воде. Полученные таким образом результаты должны более правильно характеризовать доступные водным организмам органические соединения фосфора, для расщепления и использования которых экосистема выработала соответствующие механизмы.

Этот метод показался нам более подходящим и с небольшими изменениями был применен в дальнейших исследованиях. Модификации касались качества фильтров, времени и способа экспозиции (в

темноте), а также объема пробы, так как при работе с отечественной аппаратурой (КФК, КФО, ФЭК-56) 100 мл ее недостаточно. Принят следующий ход анализа. Пробу свежееотобранной воды фильтровали через мембранный фильтр „Владипор“ (КПО „Тасма“) с размером пор 0,45 мкм, измеряли концентрацию фосфатов и помещали 200 мл фильтрата в склянку темного стекла с притертой пробкой. Для поддержания стабильности среды добавляли 2 мл 1 М трис-буфера, для сохранения стерильности – 10 мл чистого хлороформа, затем хорошо взбалтывали. Инкубировали смесь в темноте при температуре 20 °С, периодически отбирая часть пробы и измеряя концентрацию  $\text{PO}_4^{3-}$ . Инкубацию продолжали до тех пор, пока концентрация фосфатов не достигала постоянной величины (см. рисунок). Разность между концентрацией минерального фосфора после инкубации и исходным его содержанием соответствовала содержанию фосфоэфиров.

Мембранные фильтры замачивали в дистиллированной воде, затем обрабатывали 0,05 н раствором  $\text{HCl}$ , несколько раз доводили до кипения в дистиллированной воде, меняя дистиллят, и, наконец, 2–3 раза – в бидистилляте. Холостые опыты на содержание  $\text{PO}_4^{3-}$  в фильтрах, хлороформе и трис-буфере дали отрицательные результаты: загрязнение фосфатами при их использовании отсутствовало. Фосфаты анализировали молибдатным методом, используя в качестве восстановителя аскорбиновую кислоту [2]. Все определения выполнены в трех повторностях. Длительность экспозиции проб (до выхода концентрации  $\text{PO}_4^{3-}$  на плато) при анализе вод Рыбинского водохранилища и его притоков колебалась от 2 до 7 сут, что несколько больше, чем в опытах Хруста [1]. Добавка 2 мл 1 М трис-буфера позволяла сохранить стабильность среды в течение всей экспозиции и таким образом избежать осаждения фосфатов.

Однако данный метод не позволяет определить, способны ли содержащиеся в воде фосфатазы гидролизовать фосфорорганические соединения, входящие в состав взвешенных веществ. Для выяснения этого вопроса мы использовали тот же принцип, что и при анализе растворенных фосфоэфиров. С этой целью через мембранный фильтр (0,45 мкм), подготовленный указанным выше способом, фильтровали в зависимости от количества взвеси 200–400 мл пробы. Фильтр со взвесью стерилизовали паром в течение 30 мин, поместив его на сетку, находящуюся над стаканом с кипящей дистиллированной водой, и прикрыв сверху стеклянной воронкой. После стерилизации фильтр со взвесью помещали в склянку с фильтратом, подготовленным вышеуказанным способом (с хлороформом и трис-буфером). Исследование кинетики гидролиза фосфоэфиров, содержащихся во взвеси, показало, что время экспозиции для их определения должно быть увеличено до 7–12 сут. После экспозиции, по достижении выхода концентрации фосфатов на плато, рассчитывали содержание фосфоэфиров во взвеси как разность их содержания в фильтрате со взвесью и без нее.

В период наших наблюдений, проводившихся в 1987–1988 гг., содержание фосфоэфиров в водах Рыбинского водохранилища колеба-

лось от 0.5 до 6.5 мкг Р/л, что составляло 6–35% растворенных органических соединений фосфора. Минимальные количества фосфоэфиров были характерны для центральной части водоема (1–2.2 мкг Р/л), в шекснинских, моложских и волжских водах – несколько выше, особенно в последних (3–6.5 мкг Р/л). Количество фосфоэфиров, содержащихся во взвеси, колебалось от аналитического нуля до 6 мкг Р/л. Суммарное содержание органических соединений Р, доступных фосфатазному гидролизу, варьировало в пределах 1–11 мкг Р/л, т.е. достигало 25% от суммы так называемого нереактивного фосфора.

Приведенные выше методы могут успешно использоваться для определения фосфоэфиров как растворенных в природных водах, так и входящих в состав взвеси. Анализ содержащихся в водоеме фосфоэфиров позволяет не только получить представление о наличии и количестве усвояемых соединений Р, но и оценить скорость enzymной трансформации этих соединений. Определяя фосфатазную активность, можно оценить потенциальную способность данного биоценоза к фосфатазному гидролизу. Данные о содержании фосфоэфиров, представляющих собой субстрат для фосфогидролаз, открывают возможность с помощью уравнения Михаэлиса–Ментен рассчитывать фактические скорости этого процесса в водоеме.

#### Л и т е р а т у р а

1. Ch r ö s t R.J., Si u d a W., A l b - r e c h t D., O v e r b e c k Y. A method for determination of enzymatically hydrolyzable phosphate (ENP) in natural waters // Limnol., Oceanogr. 1986. Vol. 31, N 3.
2. S t r i c k l a n d J.D.H., P a r s o n s T.R. A practical handbook of seawater analysis // Bull. Fish. Res. Board Can. 1968. N 167.

Институт биологии внутренних вод  
им. И.Д. Папанина АН СССР

УДК 541.144.7

В.И. Романенко,	Л.И. Захарова
-----------------	---------------

#### БИОЛОГИЧЕСКАЯ ИНДИКАЦИЯ СОДЕРЖАНИЯ БИОГЕННЫХ ЭЛЕМЕНТОВ В ТОЛЩЕ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ

Интенсивность развития фототрофных организмов при прочих равных условиях (поступление световой энергии, температура, pH, минеральные формы углерода) в первую очередь зависит от содержания таких элементов, как минеральные формы азота, фосфора, серы, калия, микроэлементов и др. Поэтому по скорости роста

планктонных водорослей на разных питательных средах можно определить, какая из них более благоприятна для их жизнедеятельности, т.е. где находится больше биогенных элементов.

Для определения относительного содержания биогенов в воде водоемов водоросли впервые были использованы А.В. Францевым [3], а затем С.И. Кузнецовым [1]. В качестве показателя их развития авторы учитывали количество клеток под микроскопом и прирост биомассы по бихроматной окисляемости. Мы поставили перед собой задачу определить с помощью биоиндикации относительное обилие биогенных элементов в донных отложениях на разной глубине.

В колбу с 300 мл дистиллированной воды вносили 15 г испытываемого ила (50 г/л). После тщательного перемешивания содержимое колбы фильтровали через плотную бумагу. В 100 мл фильтрата путем прямого титрования 0.1 н  $\text{HCl}$  с двумя индикаторами (фенолфталеином и метилротом) определяли суммарное содержание всех минеральных форм углерода:  $\text{CO}_2 + \text{HCO}_3' + \text{CO}_3''$  [2]. После расчета количества карбонатов в фильтрате их содержание для выравнивания и забуферения доводили до 25 мг С/л раствором  $\text{NaHCO}_3$ . По 50 мл полученного раствора вносили в 3 склянки светлого стекла, куда добавляли суспензию молодой культуры *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Bréb. Водоросли выращивали на минеральной среде. Перед постановкой опыта их очищали от питательной среды. Для этого 15 мл ее фильтровали при слабом вакууме через мембранный фильтр № 5 (Мытищенская фабрика) с диаметром пор 1.2 мкм и через фильтр в воронке трехкратно по 5 мл пропускали физиологический раствор.

Водоросли ресуспендировали в 100 мл физиологического раствора и по 2 мл вносили в склянки с экстрактом ила. (При выполнении этой операции следует обращать особое внимание на тщательное перемешивание культуры перед внесением в склянку). Одновременно туда же вносили по 1 мл стерильного раствора  $\text{NaH}^{14}\text{CO}_3$  с активностью под счетчиком Гейгера  $0.25 \cdot 10^6$  имп./мин. Склянки выдерживали в течение 5 сут в люминостате при равномерном освещении около 3000 лк и температуре 20 °С. Содержимое их фиксировали формалином, профильтровывали через мембранный фильтр с диаметром пор 1.2 мкм, для очистки от  $\text{NaH}^{14}\text{CO}_3$  обрабатывали 1 %-ным раствором соляной кислоты. Радиоактивность водорослей определяли под счетчиком. Количество органического вещества, образовавшегося в процессе фотосинтеза, рассчитывали известным способом [2].

Ил отбирали трубчатым стратометром на ст. Молога в Рыбинском водохранилище на бывшем русле р. Мологи. Пробы анализировали через каждые 10 см. Параллельно с развитием водорослей определяли влажность донных отложений, продукцию органического вещества в процессе фотосинтеза *S. quadricauda* рассчитывали на навеску сырого и сухого ила. Последний расчет был более точным, так как содержание воды по глубине ила разное, следовательно массы его в навеску у поверхности и на глубине 90 см заметно различаются.

Интенсивность фотосинтеза на экстрактах из ила, взятого с разных глубин

Глубина отбора ила, см	Влажность ила, %	Интенсивность фотосинтеза, мкг С/л раствора		
		на 50 г сырого ила	на 50 г сухого ила	% от максимума
0-3	74	434	1667	57
10-13	68	1000	3121	100
20-23	65	967	2757	88
30-33	63	637	2389	76
40-43	62	626	1497	48
50-53	60	713	1782	53
60-63	60	734	1837	58
70-73	60	312	780	25
80-83	60	449	1124	32
90-93	60	260	650	20

Максимальная интенсивность прироста водорослей в процессе фотосинтеза отмечена в экстракте из ила с глубины 10 см от поверхности (см. таблицу). В слое 0-3 см, где процессы деструкции происходят наиболее интенсивно, биогенных элементов оказалось меньше, чем на глубине 10 см. Это можно объяснить лишь тем, что из поверхностного слоя они вымываются и быстро поступают в воду.

Таким образом, с помощью биологической индикации и повышения чувствительности за счет применения меченых атомов установлено, что наиболее оптимальная концентрация биогенных элементов отмечена на глубине 10 см от поверхности. На глубине 90 см содержание их снижается в несколько раз.

#### Л и т е р а т у р а

1. Кузнецов С.И. Биологический метод оценки богатства водоема биогенными элементами // Микробиология. 1945. Т. 14, вып. 4.
2. Романенко В.И., Кузнецов С.И. Экология микроорганизмов пресных водоемов (Лабораторное руководство). Л., 1974.
3. Францев А.В. Опыт оценки гидробиологической производительности московской воды // Микробиология. 1932. Т. 1, вып. 2.

Институт биологии внутренних вод  
им. И.Д. Папанина АН СССР



Е.А. З и л о в, А.Р. Р у д ы х, Д.И. С т о м

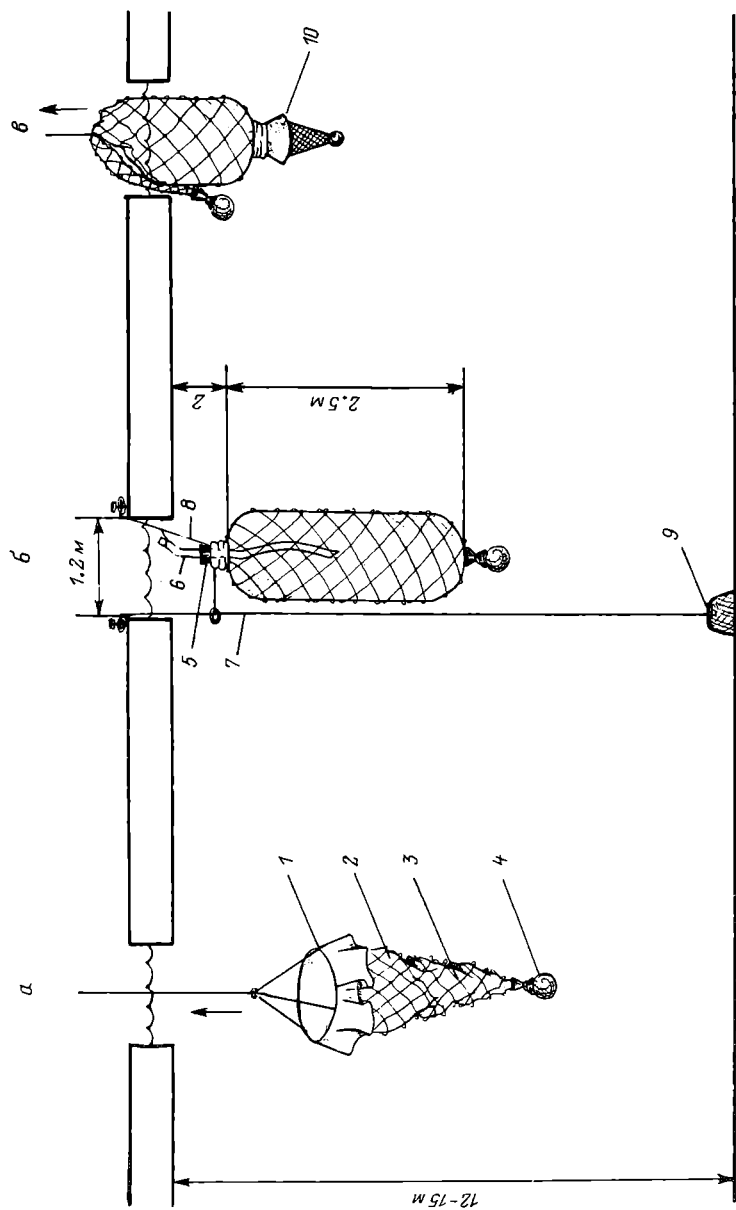
К МЕТОДИКЕ ЭКОТОКСИКОЛОГИЧЕСКИХ РАБОТ  
С ИЗОЛИРОВАННЫМИ ОБЪЕМАМИ:  
ПОДЛЕДНЫЙ ЭКСПЕРИМЕНТ

Прогноз поведения водных экосистем в условиях растущей антропогенной нагрузки в настоящее время затруднен. Прежде всего это связано со сложностью выделения действия различных факторов на гидробиоценозы в природе и трудностью экстраполяции данных лабораторных экспериментов на реальные экосистемы. Удачным промежуточным звеном между полевыми и лабораторными наблюдениями является полевой эксперимент, позволяющий, с одной стороны, максимально приблизиться к природным условиям, с другой – контролировать целый ряд параметров состояния изолированной экосистемы [1, 5].

Подледные эксперименты дают возможность определять интенсивность деструкции загрязняющих веществ гидробионтами зимой, когда эти процессы, вероятно, замедлены вследствие низких температур. Кроме того, постановка опытов со льда имеет ряд преимуществ перед их постановкой с плота [2] или судна [1], так как при них устраняются такие помехи, как например волнение и т.п. [1].

В литературе указывается [1], что экспозиция не должна превышать 4 сут при емкости 50 л, 10–19 сут – при 300–600 л, 20–30 сут – при 1,3–1,5 м<sup>3</sup>. Установлена зависимость между продолжительностью эксперимента, объемом системы, числом задействованных трофических уровней и относительной стоимостью опыта [5]. Наряду с этим существует мнение о достаточной достоверности результатов, полученных с небольшими мезоэкосмами [4]. Для проведения 2–3-недельных экспериментов мы применяли цилиндрические мешки [2] объемом 2 м<sup>3</sup> из рукавного полиэтилена (толщина 0,1 мм, ГОСТ 10354–82).

Для заполнения емкостей использовали приемы, описанные В.В. Бульоном [2] (см. рисунок). Металлическое кольцо, к которому пластиковой «шиной» плотно прижат открытый верхний край мешка, опускали «в майну» на глубину 6–7 м. Поскольку к противоположному загерметизированному концу мешка крепился груз, мешок вытягивался и повисал в толще воды. Для повышения механической прочности поверхность мешка обтягивали капроновой сетью. Быстрый подъем отсекал водяной столб объемом 1,8–1,9 м<sup>3</sup>. Вся процедура заполнения мезоэкосма занимала около 2–3 мин и не вызывала шока планктеров, неизбежного при пропускании воды через узкую горловину воронки [1] или при ее закачивании насосом через шланг [3]. В верхний конец мешка вставляли пластиковую трубку с резиновой, плотно сидящей пробкой, через которую пропускали шланг для отбора проб. Перед постановкой опыта отбирали



**Схема проведения эксперимента.**

а – установка мешка, б – экспонирование, в – извлечение. 1 – металлическое кольцо; 2 – мешок; 3 – капроновая сеть; 4 – груз 1,5–2 кг; 5 – пробка; 6 – шланг для отбора проб; 7 – канат; 8 – веревка, крепящая мешок к канату и позволяющая поднимать на поверхность воды шланг; 9 – груз 15–20 кг; 10 – сеть Джеди.

Численность микроорганизмов в природных и опытных условиях, кл./мл

Условия наблюдений	Начало опыта	Экспозиция, сут			
		5	8	11	14
РПА : 10					
Природные	1.7±0.5	11.0±2.4	11.0±2.8	33.0±4.8	29±2
Опытные	1.7±0.5	18.0±4.0	18.0±4.0	19.0±2.8	22±2
Среда Путиной					
Природные	0.5±0.1	12.0±1.0	9.5±0.5	166±43.0	213±8
Опытные	0.5±0.1	14.0±3.0	7.0±1.0	158±17.0	183±11

пробы зоопланктона. После установки каждого мезокосма из него откачивали пробы и вносили затравки исследуемых веществ. В каждой серии опытов устанавливали по 8 мешков – 2 контрольных и по 2 на каждую концентрацию загрязнителя. В течение опыта из всех мешков и из озера отбирали пробы для гидрохимического, микробиологического анализов и определения состава фитопланктона. По окончании опыта содержимое емкостей фильтровали через сеть Джели для подсчета зоопланктеров.

Полученные данные показали отсутствие существенных различий в течение опыта между контрольными мезокосмами и озером по содержанию кислорода, углекислоты, pH, химическому и биохимическому потреблению кислорода, количеству сапрофитных и фенолоксиляющих микроорганизмов. Последние обычно изменяют свою численность в мезокосмах по сравнению с водоемом быстрее, чем меняются другие показатели [2-4]. В наших опытах этого не наблюдалось (см. таблицу), что связано, вероятно, с постановкой экспериментов зимой, когда микробиологические процессы не так интенсивны, как летом. Изоляция, по-видимому, несколько тормозила сезонное развитие микрофлоры. Результаты нашей работы позволяют рекомендовать широкое применение подледных экспериментов в экотоксикологических исследованиях.

### Л и т е р а т у р а

1. А н д р у ш а й т и с А.Г. Опыт проведения экотоксикологического эксперимента в Рижском заливе: техническая методика // Экспериментальная водная токсикология. Рига, 1984. Вып. 9.
2. Б у л ь о н В.В. Методика экспериментальной оценки влияния очищенных стоков целлюлозного завода на планктон озера Байкал // Гидробиологические исследования самоочищения водоемов. Л., 1976.

3. Collins T.M., Lane P.A. Plankton of acid-stressed lake (Kejimujik National Park, Nova Scotia, Canada). Pt. 1. Design and water chemistry results of an enclosure experiments // Verh. Intern. Ver. Limnol. 1984. Bd 22.
4. Kuiper J., Brockmann U.H., van het Groenewoud H. Influences of bag dimensions on the development of enclosed plankton communities during POSER // Mar. Ecol. Prog. Ser. 1983. Vol. 14.
5. Parsons T.R. The future of controlled ecosystem enclosure experiments // Marine mesocosms: biology and chemistry research of experimental ecosystems. New York, 1982.

НИИ биологии Иркутского университета

УДК 597-15:681.3

В.Г. Терешенко, Л.И. Терешенко

# РАСЧЕТ ИНФОРМАЦИОННЫХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ ВИДОВОЙ СТРУКТУРЫ СООБЩЕСТВ НА ПРОГРАММИРУЕМОМ КАЛЬКУЛЯТОРЕ

Концепция „биологическое сообщество“ относится к одному из основных понятий экологии. Важная характеристика сообщества – видовая структура, для описания которой применяют разнообразные показатели, в том числе информационные. Изначально их использование было вызвано предположением о большей устойчивости более сложного сообщества [4, 9], и на них возлагались большие надежды как на количественные характеристики устойчивости экосистем. Однако дальнейшие исследования показали, что зависимость сложности и устойчивости сообщества далеко не однозначна [10, 12]. Но, несмотря на это, применение информационных показателей для решения отдельных экологических задач представляется нам все же эффективным.

Многие исследователи упускают из виду тот факт, что эти показатели количественно характеризуют видовую структуру сообществ. Это позволяет сравнивать ее в разные годы как в одном, так и в нескольких водоемах, даже имеющих неодинаковый список видов. При этом выявляются общие черты и особенности перестроек сообществ. Так, установлено, что в Рыбинском водохранилище после его заполнения и в оз. Балхаш после интродукции рыб различных видов амплитуды колебаний относительной организации уловов сходны, что говорит о примерно одинаковой организации ихтиоценозов этих водоемов, хотя в некоторые годы в оз. Балхаш наблюдалось более сильное доминирование отдельных видов [6]. В качестве другого примера можно привести эволюцию ихтиоценоза оз. Убинского.

За последние 50 лет ее можно рассматривать как процесс постепенной „раскачки“ системы под влиянием внешних воздействий, причем перестройка видовой структуры ихтиоценоза идет по трем направлениям: изменение числа основных видов, замена одних основных видов другими, перераспределение вклада различных видов в общую ихтиомассу (под основными здесь подразумеваются виды, учитываемые промысловой статистикой) [5].

Отличительная особенность применения информационных показателей в последних работах – использование комплекса логически связанных между собой показателей, каждый из которых количественно характеризует разные стороны видовой структуры. Для определенности в дальнейшем речь пойдет о численности особей различных видов, хотя в зависимости от возможностей и задач, которые ставит перед собой исследователь, расчеты можно проводить в единицах численности, биомассы или продукции.

Важной характеристикой любой системы является сложность, которую Эшби [8] предложил оценивать через разнообразие ее элементов. Сложность сообщества ( $H_m$ ) можно выразить через логарифм числа видов, из которых оно состоит:

$$H_m = \log_2 k \quad [\text{бит}],$$

где  $k$  – число видов в сообществе. Чем большим числом видов представлено сообщество, тем выше его сложность.

Индикатором перестроек, связанных с изменением и числа видов, и доли каждого из них в сообществе, может служить энтропия ( $H$ ) [1]:

$$H = - \sum_{i=1}^k \frac{n_i}{N} \cdot \log_2 \frac{n_i}{N} \quad [\text{бит}],$$

где  $n_i$  – число особей  $i$ -го вида,  $N$  – суммарное число особей всех видов в сообществе или в выборке, представляющей это сообщество. При равной доле всех видов энтропия максимальна и численно равна сложности.

Относительная организация ( $R$ ) используется в качестве индикатора перестроек, связанных только с изменением доли отдельных видов в сообществе, и не зависит от их числа, т.е. от сложности сообщества [1]:

$$R = \frac{H_m - H}{H_m} \quad [\text{отн. ед.}].$$

Этот показатель изменяется от 0 до 1, и, как правило, по тенденции он противоположен энтропии и при равной доле всех видов равен нулю.

В настоящее время для расчетов в биологических исследованиях все шире применяются программируемые калькуляторы, позволяющие проводить оперативные расчеты даже в экспедиционных усло-

Программа для расчета показателей „энтропия“, „сложность“  
и „относительная организация“

Адрес	Шифр	Код	Адрес	Шифр	Код	Адрес	Шифр	Код
00	Сх	0Г	20	+	10	40	П→Х4	64
01	Х→Ю	40	21	Х→П2	42	41	:	13
02	Х→П1	41	22	БП	51	42	-	11
03	Х→П2	42	23	09	09	43	Х→П5	45
04	Х→П3	43	24	П→Х0	60	44	С/П	50
05	Х→П4	44	25	2	02	45	П→Х1	61
06	Х→П5	45	26	Fln	18	46	:	13
07	С/П	50	27	:	13	47	В↑	0Е
08	Х→П1	41	28	/-/	0L	48	Fln	18
09	С/П	50	29	Х→П3	43	49	x	12
10	П→Х1	61	30	С/П	50	50	П→Х0	60
11	:	13	31	П→Х2	62	51	↔	14
12	В↑	0Е	32	Fln	18	52	-	11
13	Fln	18	33	2	02	53	Х→П0	40
14	x	12	34	Fln	18	54	П→Х2	62
15	П→Х0	60	35	:	13	55	1	01
16	+	10	36	Х→П4	44	56	-	11
17	Х→П0	40	37	С/П	50	57	Х→П2	42
18	П→Х2	62	38	1	01	58	С/П	50
19	1	01	39	П→Х3	63		FABT	

виях [2, 3, 7]. В данном сообщении приводятся программа и алгоритм работы оператора при расчете информационных показателей „энтропия“, „сложность“ и „относительная организация“ на широко распространенных программируемых калькуляторах МК-56 и аналогичных им БЗ-34, МК-61 и т.д. Это видоизмененная и дополненная программа Л.П. Бальчюускаса для расчета энтропии [2]. К изменению программы относится ее оптимизация, благодаря чему она стала на 8 шагов короче. Кроме того, введено вычисление сложности и относительной организации (см. таблицу).

Работа оператора сводится к следующему:

1. Набрать В/О ГПРГ (вход в режим программирования); набрать программу.
  2. Набрать В/О С/П – очистка регистров памяти от 0 до 5.
  3. Ввести число  $N$  С/П – на экране число  $N$ .
  4. Ввести число  $n_i$  С/П – после 4–6 с счета на экране  $i$  (число видов, данные о которых уже введены). Шаг 4 повторить для всех  $n_i$ .
  5. Для определения информационных показателей после ввода всех данных набрать: БП 24 С/П – на экране  $H$  (бит)  
С/П – на экране  $H_m$  (бит)  
С/П – на экране  $R$  (отн. ед.)
  6. Для новых данных повторить шаги 2–5.
- Исправление ошибки: если ошибка в шаге 3, повторить с шага 2. Если ошибка в шаге 4, повторно набрать неправильное  $n_i$ , БП 45 С/П и повторить ввод  $n_i$  правильно.

$$\text{Содержимое регистров памяти: } R_0 = \sum_{i=1}^k \frac{n_i}{N} \cdot \ln \frac{n_i}{N}; R_1 = N;$$

$$R_2 = i; R_3 = -\frac{1}{\ln 2} \sum_{i=1}^k \frac{n_i}{N} \ln \frac{n_i}{N}; R_4 = H_m; R_5 = R.$$

Контрольный пример:  $N = 100$   $n_i = 10, 20, 30, 40$   $k = 4$   
 $H = 1.85$   $H_m = 2$   $R = 0.08$

#### Л и т е р а т у р а

1. Антомонов Ю.Г. Моделирование биологических систем. Киев, 1977.
2. Бальчюускас Л.П. Математическое обеспечение микро-ЭВМ „Электроника БЗ-34“. Программы обработки биологических данных. Вильнюс, 1984.
3. Жакон Л.А., Меншуткин В.В. Практические занятия по ихтиологии. Ярославль, 1982.
4. Свирижев Ю.М., Логофет Д.О. Устойчивость биологических сообществ. М., 1978.
5. Сецко Р.И., Терещенко Л.И. Динамика структуры ихтиоценоза оз. Убинское // Вопр. ихтиологии, 1984. Т. 24, вып. 5.
6. Сметанин М.М., Стрельников А.С., Терещенко В.Г. Применение положений теории информации для анализа уловов в формирующихся экосистемах // Вопр. ихтиологии, 1983. Т. 23, вып. 4.

7. С н е т к о в М.А. Анализ размерных когорт популяций рыб с помощью микроЭВМ // ИЭМЭЖ АН СССР. 1987. Деп. в ВИНТИ. 13.08.87. № 5935-В 87 деп.
8. (A s h b y W.) Э ш б и У. Введение в кибернетику. М., 1959.
9. E l t o n C.A. The ecology of invasions by animals and plants. London; Methuen, 1958.
10. (R i c k l e f s R.) Р и к л е ф с Р. Основы общей экологии. М., 1979.
11. (S h a n n o n K.) Ш е н н о н К. Работы по теории информации и кибернетике. М., 1963.
12. (W h i t t a k e r R.) У и т т е к е р Р. Сообщества и экосистемы. М., 1980.

Институт биологии внутренних вод  
им. И.Д. Папанина АН СССР

УДК 574.556.55:911.6

А.Г. Поддубный, А.И. Баканов,  
М.М. Сметанин, В.Г. Терешенко

## БАНК ДАННЫХ ДЛЯ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО РАЙОНИРОВАНИЯ РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Рыбинское водохранилище – один из наиболее изученных пресноводных водоемов Советского Союза. За 47 лет его существования сотрудниками ИБВВ АН СССР и исследователями из других учреждений собран уникальный материал, характеризующий состав, структуру и особенности функционирования экосистемы этого водоема. До последнего времени вся информация была разбросана по отдельным публикациям и архивам лабораторий. Необходимость интенсификации хозяйственного использования пресноводных водоемов выдвинула в качестве важнейшего направления работ института экологическое районирование водохранилищ, методика которого отрабатывается на примере Рыбинского водохранилища. Выделение экологических районов требует обобщения информации, собранной различными исследователями, причем для удобства пользования она должна быть переведена на машинные носители [4]. Таким путем создаются банки гидробиологических данных, позволяющие применять к собранному материалу самые современные методы математической обработки [1–3].

В ИБВВ АН СССР создан банк данных для районирования Рыбинского водохранилища. Весь водоем разбит на 407 квадратов размером 5х5 км. Характеристики экосистемы осредняются для отдельных квадратов и заносятся в матрицу данных. Поскольку нужная информация имеется не для каждого квадрата, то ряды данных



имеют длину от 24 вариант (распределение плотности зоопланктона) до 362 (распределение углерода в грунтах). Отсутствие информации приводит к образованию „дыр“ в матрице и требует специальной организации файлов исходных данных для машинной обработки. Программы обработки написаны на языке „ФОРТРАН-4“ и реализованы на ЭВМ „МЭРА 125 СМ 4“.

Первоочередная задача работы – выбор адекватного набора признаков, характеризующих экосистему водохранилища. На основании экспертных оценок специалистов из имеющегося материала выбраны 40 характеристик, количественно отражающих важнейшие компоненты экосистемы, причем в ряде случаев компоненты оценивали по балльной системе. Использовали следующие характеристики: гидрологические – среднюю глубину, скорость интегрального переноса воды, мощность донных отложений и их плотность; гидрохимические – содержание в грунтах общего углерода, азота и фосфора, тяжелых металлов (никеля, кадмия, марганца, меди, железа, цинка, хрома); гидробиологические – плотность фитопланктона, зоопланктона, макрозообентоса, зарастаемость макрофитами, плотность основных промысловых и непромысловых рыб и потенциальная рыбопродукция.

Следующий этап исследования – первичная статистическая обработка каждого ряда. Рассчитаны основные статистические характеристики, из которых наиболее информативны среднее значение и дисперсия [5]. Коэффициент вариации показал существенную неоднородность всех использованных показателей, причем вариабельность гидрологических факторов оказалась наименьшей (20–50%), гидрохимических – несколько выше (30–130%), а гидробиологических – наибольшей (40–400%). Большая неоднородность гидробиологических показателей указывает на их более высокую чувствительность к условиям среды и на то, что распределение гидробионтов по акватории водоема определяется не только изменениями абиотических факторов, но в значительной степени зависит от особенностей меж- и внутривидовых отношений организмов.

Далее были рассчитаны парные коэффициенты корреляции между отдельными рядами. Найденные статистические показатели позволяют уменьшать объем исходной матрицы. Из нее могут быть исключены характеристики, имеющие чрезмерно большие ошибки репрезентативности, а из сильно скоррелированных групп данных оставляют только наиболее легко измеримые в полевых условиях, поскольку остальные ряды дополнительной информации практически не несут.

Для каждого параметра построены графики плотности распределения, показавшие, что большинство рядов имеет сильно асимметричное эмпирическое распределение. Поскольку при районировании важно знать, в каких участках условия обитания гидробионтов могут характеризоваться как „нормальные“, то встает важный, в общем виде еще не решенный вопрос – что такое „норма“ для ненормального распределения.

В результате такой обработки все исследуемые параметры можно ранжировать по степени их информативности, оцениваемой с помощью специальных критериев, разрабатываемых на основе задания целевой функции. Пробелы в рядах данных для самых ценных параметров могут быть заполнены методом объективного восстановления случайных полей с привлечением специалиста по данным компонентам системы.

Последний этап математической обработки – многомерная классификация оставшихся данных с использованием различных методов – кластерного анализа, главных компонент, дискриминантного анализа, теории распознавания образов. Наиболее объективными считаются те районы, которые выделяются независимым образом при использовании различных математических методов. В результате получается карта комплексного экологического районирования водохранилища, позволяющая давать рекомендации по дифференцированному хозяйственному использованию отдельных его частей.

### Л и т е р а т у р а

1. Андрушайтис Г.П., Цимдинь П.А., Бойкова Э.Е. Опыт создания банка гидробиологических данных в Латвийской ССР // У съезд Всесоюз. гидробиол. о-ва: Тез. докл. Куйбышев, 1986. Ч. 2.
2. Кожова О.М., Ащепкова Л.Я., Болднов В.И., Рютин А.В. Гидробиологическая информационная система для водоемов Восточной Сибири // 1У съезд Всесоюз. гидробиол. о-ва: Тез. докл. Киев, 1981. Ч. 3.
3. Меншуткин В.В., Слепухина Т.Д., Меншуткина М.В., Суворова Т.П. Пространственное распределение донных кормовых беспозвоночных в Ладожском озере // Сб. науч. тр. ГосНИОРХ. 1986. Вып. 248.
4. Молчанов А.М. Информационное моделирование и управление в экологии // Принципы и методы экоинформатики: Материалы Всесоюз. совещ. по экоинформатике и экологическим базам данных. М., 1986.
5. Harris G.P., Griffiths F.B. On means and variances in aquatic food chains and recruitment to the fisheries // Freshwater Biol. 1987. Vol. 17, N 2.

Институт биологии внутренних вод  
им. И.Д. Папанина АН СССР

Лаптева Н.А., Свистунова Т.И. Микробиологическая характеристика соленых озер Крыма . . . . .	3
Романенко В.И. Влияние азидата натрия на ассимиляцию $CO_2$ гетеротрофными бактериями . . . . .	6
Генквал С.И., Кузьмина А.Е. О новом виде из рода <i>Cyclotella</i> Kütz. (Bacillariophyta) . . . . .	9
Елизарова В.А. Интенсивность роста <i>Scenedesmus quadricauda</i> (Turp.) Bréb. и <i>S. acuminatus</i> (Lagerh.) Chod. в планктоне Рыбинского водохранилища . . . . .	11
Лисицына Л.И., Экзерцев В.А. Анализ флоры Волгоградского водохранилища . . . . .	15
Баканов А.И. О некоторых свойствах индексов агрегированности . . . . .	18
Мильников А.П. Строение клеток жгутиконосца <i>Cercomonas crassicauda</i> . . . . .	22
Ошмарин П.Г., Жарикова Т.И. О природе хвостового придатка у гемипурат (Trematoda : Hemiurata) . . . . .	26
Изморова Н.А., Жарикова Т.И., Степанова М.А. К вопросу о распределении дактилогирид (Monogenea) на жабрах леща Волжского плёса Рыбинского водохранилища . . . . .	29
Скальская И.А. К вопросу о причинах массового развития мшанок в водоемах-охладителях тепловых электростанций . . . . .	32
Бабкина Н.Л. Плотва Морозского озера. Сообщение 1. Увеличение числа позвонков и специфика строения каналов сейсмочувствительной системы головы при сравнении с плотвой близлежащих плёсов Рыбинского водохранилища . . . . .	35
Касьянов А.Н. Морфологическая изменчивость плотвы <i>Rutilus rutilus</i> L. в водоемах разного типа . . . . .	38
Запруднова Р.А. Изменение концентрации калия в плазме крови леща <i>in vitro</i> при стрессе и в разные периоды годового цикла. Сообщение 2. Изменение в разные периоды годового цикла . . . . .	41
Цельмович О.Л., Гапеева М.В. Распределение некоторых микроэлементов, железа и марганца в моллюсках сублиторали Рыбинского водохранилища . . . . .	44
Бикбулатова Е.М. Сезонная динамика органического вещества в воде оз. Неро . . . . .	46

Т р и ф о н о в а Н.А., В а с и л ь е в а Н.В. Определение эн- зиматически гидролизуемых соединений фосфора в природных водах . . . . .	50
Р о м а н е н к о В.И., [З а х а р о в а Л.И.] Биологическая индикация содержания биогенных элементов в толще донных отложений . . . . .	53
З и л о в Е.А., Р у д ы х А.Р., С т о м Д.И. К методике экотоксикологических работ с изолированными объемами: под- ледный эксперимент . . . . .	56
Т е р е ш е н к о В.Г., Т е р е ш е н к о Л.И. Расчет инфор- мационных показателей видовой структуры сообществ на про- граммируемом калькуляторе . . . . .	59
П о д д у б н ы й А.Г., Б а к а н о в А.И., С м е т а н и н М.М., Т е р е ш е н к о В.Г. Банк данных для экологического райо- нирования Рыбинского водохранилища . . . . .	63

## INFORMATION

L a p t e v a N.A., S v i s t u n o v a T.I. Micro- biological characteristics of salt lakes of the Crimea	3
R o m a n e n k o V.I. The effect of sodium azide on CO <sub>2</sub> assimilation by heterotrophic bacteria . . . .	6
G e n k a l S.I., K u z m i n a A.Ye. On new species of genus Cyclotella Kütz. (Bacillariophyta)	9
Y e l i z a r o v a V.A. Growth intensity of Scene- desmus quadricauda (Turp.) Bréb. and S. acumina- tus (Lagerh.) Chod. in the plankton of the Rybinsk reservoir . . . . .	11
L i s i t s y n a L.I., E k z e r t s e v V.A. Analysis of the flora of the Volgograd reservoir . . . 15	
B a k a n o v A.I. On some properties of aggregation indices . . . . .	18
M y l n i k o v A.P. Cell texture of flagellate Cerco- monas crassicauda . . . . .	22
O s h m a r i n P.G., Z h a r i k o v a T.I. On nature of a tail caecum of Hemiurata (Trematoda : Hemiurata) . . . . .	26
I z y u m o v a N.A., Z h a r i k o v a T.I., S t e p a n o v a M.A. On distribution of dactylo- gyrids (Monogenea) on the gills of bream of the Volga reach in the Rybinsk reservoir . . . . .	29
S k a l s k a y a I.A. On the causes of bryozoan mass growth in cooler-reservoirs of the thermal power stations . . . . .	32
B a b k i n a N.L. Roach of the Morotskoye lake. Communication 1. An increase in the vertebrae number and specificity of structure of seismosensory head system canals when comparing with the roach of nearby reaches of the Rybinsk reservoir . . . . .	35
K a s y a n o v A.N. Morphological variability of roach Rutilus rutilus L. in reservoirs of different type	38
Z a p r u d n o v a R.A. Changes of potassium concentration in blood plasma of bream in vitro at stress and during different periods of annual cycle. Communication 2. Changes during different periods of annual cycle . . . . .	41

T s e l m o v i t c h O.L., G a p e e v a M.V.	
Distribution of some trace metals, ferrum and manganese in molluscs of sublittoral zone of the Rybinsk reservoir . . . . .	44
B i k b u l a t o v a Ye.M. Seasonal dynamics of organic matter in the water of the Nero lake . . . . .	46
T r i f o n o v a N.A., V a s i l i e v a N.V. Determination of phosphate compound hydrolysed enzymatically in natural waters . . . . .	50
R o m a n e n k o V.I., Z a k h a r o v a L.I.	
Biological indication of biogenic elements content in the bottom sediments . . . . .	53
Z i l o v Ye.A., R u d y c h A.R., S t o m D.I.	
To the procedure of ecotoxicological investigations of limited volumes: ice period experiment . . . . .	56
T e r e s h c h e n k o V.G., T e r e s h c h e n k o L.I. Calculation of information indices of communities species structure on a programmable calculator . . . . .	59
P o d d u b n y A.G., B a k a n o v A.I., S m e t a n i n M.M., T e r e s h c h e n k o V.G.	
Data bank for division into ecological districts of the Rybinsk reservoir . . . . .	63

КНИГИ ИЗДАТЕЛЬСТВА „НАУКА“ МОЖНО ПРЕДВАРИТЕЛЬНО ЗАКАЗАТЬ  
В МАГАЗИНАХ КОНТОРЫ „АКАДЕМКНИГА“, В МЕСТНЫХ МАГАЗИНАХ  
КНИГОТОРГОВ ИЛИ ПОТРЕБИТЕЛЬСКОЙ КООПЕРАЦИИ

Для получения книг почтой заказы просим направлять по адресу:

- 117393 Москва, ул. Академика Пипюгина, 14, корп. 2. Магазин № 3  
„Книга-почтой“ „Академкнига“;
- 197345 Ленинград, Петрозаводская ул., 7. Магазин „Книга-почтой“ Северо-  
Западной конторы „Академкнига“  
или в ближайший магазин „Академкнига“, имеющий отдел „Книга-  
почтой“
- 480091 Алма-Ата, ул. Фурманова, 91/97 („Книга-почтой“);
- 370005 Баку, Коммунистическая ул., 51 („Книга-почтой“);
- 232600 Вильнюс, ул. Университето, 4;
- 690088 Владивосток, Океанический пр., 140 („Книга-почтой“);
- 320093 Днепропетровск, пр. Гагарина, 24 („Книга-почтой“);
- 734001 Душанбе, пр. Ленина, 95 („Книга-почтой“);
- 375002 Ереван, ул. Туманяна, 31;
- 664033 Иркутск, ул. Лермонтова, 289 („Книга-почтой“);
- 420043 Казань, ул. Достоевского, 53 („Книга-почтой“);
- 252030 Киев, ул. Ленина, 42;
- 252142 Киев, пр. Вернадского, 79;
- 252030 Киев, ул. Пирогова, 2;
- 252030 Киев, ул. Пирогова, 4 („Книга-почтой“);
- 277012 Кишинев, пр. Ленина, 148 („Книга-почтой“);
- 343900 Краматорск, Донецкой обл., ул. Марата, 1 („Книга-почтой“);
- 660049 Красноярск, пр. Мира, 84;
- 443002 Куйбышев, пр. Ленина, 2 („Книга-почтой“);
- 191104 Ленинград, Литейный пр., 57;

199034 Ленинград, Таможенный пер., 2;  
194064 Ленинград, Тихорецкий пр., 4;  
220012 Минск, Ленинский пр., 72 („Книга-почтой”);  
103009 Москва, ул. Горького, 19а;  
117312 Москва, ул. Вавилова, 55/7;  
630076 Новосибирск, Красный пр., 51;  
630090 Новосибирск, Морской пр., 22 („Книга-почтой”);  
142284 Протвино, Московской обл., ул. Победы, 8;  
142292 Пушкино, Московской обл., МР „В”, 1;  
620161 Свердловск, ул. Мамина-Сибиряка, 137 („Книга-почтой”);  
700000 Ташкент, ул. Ю. Фучика, 1;  
700029 Ташкент, ул. Ленина, 73;  
700070 Ташкент, ул. Шота Руставели, 43;  
700185 Ташкент, ул. Дружбы народов, 6 („Книга-почтой”);  
634050 Томск, наб. реки Ушайки, 18;  
634050 Томск, Академический пр., 5;  
450059 Уфа, ул. Р. Зорге, 10 („Книга-почтой”);  
450025 Уфа, Коммунистическая ул., 49;  
720000 Фрунзе, бульв. Дзержинского, 42 („Книга-почтой”);  
310078 Харьков, ул. Чернышевского, 87 („Книга-почтой”).



БИОЛОГИЯ ВНУТРЕННИХ ВОД:  
ИНФОРМАЦИОННЫЙ БЮЛЛЕТЕНЬ № 84

Утверждено к печати  
Институтом биологии внутренних вод Академии наук СССР

Редактор издательства Т.Л. Ломакина  
Технический редактор В.В. Шиханова  
Корректор Л.Б. Наместникова, Э.Г. Рабинович

ИБ № 44052

Подписано к печати 16. 10. 89. М-34266. Формат 60х90 1/16.  
Бумага офсетная № 1. Печать офсетная. Усл. печ. л. 4,50. Усл.  
кр.-от. 4,75. Уч.-изд. л. 4,39. Тираж 850. Тип. зак. № 2034.  
Цена 90 коп.

Ордена Трудового Красного Знамени  
издательство „Наука”.  
Ленинградское отделение.  
199034, Ленинград, В-34, Менделеевская лин., 1

Ордена Трудового Красного Знамени  
Первая типография издательства „Наука”.  
199034, Ленинград, В-34, 9 линия, 12.