

БИОЛОГИЯ ВНУТРЕННИХ ВОД

№ 3

1997



САНКТ-ПЕТЕРБУРГ
«НАУКА»

БИОЛОГИЯ ВНУТРЕННИХ ВОД

BIOLOGY OF INLAND WATERS

Журнал учрежден в 1995 г.
Институтом биологии внутренних вод
им. И. Д. Папанина
Российской академии наук

The Journal was founded in 1995
I. D. Papanin Institute for Biology of Inland
Waters
of Russian Academy of Sciences

Гидробиологическим обществом
Российской академии наук

Hydrobiological Society
of Russian Academy of Sciences

при содействии
Научного совета по проблемам
гидробиологии и ихтиологии
Российской академии наук

with assistance
of Scientific Council «Problems
of Hydrobiology and Ichthyology»

Главные редакторы:

А. Ф. АЛИМОВ
А. И. КОПЫЛОВ
Д. С. ПАВЛОВ

Editors-in-Chief:

A. F. ALIMOV
A. I. KOPYLOV
D. S. PAVLOV

Редакционная коллегия:

А. Б. Авакян, В. В. Бульон, В. Г. Девяткин,
Н. А. Зиминова (ответственный секретарь),
М. Б. Иванова, Е. А. Криксунов,
А. И. Кузьмичев, Ю. М. Лебедев,
В. И. Лукьяненко, Г. И. Маркевич,
Ю. С. Решетников, И. К. Ривьер,
Б. А. Флеров, В. Н. Яковлев

Editorial Board:

A. V. Avakyan, V. V. Bulyon, V. G. Devyatkin,
N. A. Ziminova (Executive Secretary),
M. B. Ivanova, Ye. A. Kriksunov,
A. I. Kuzmichev, Yu. M. Lebedev,
V. I. Lukyanenko, G. I. Markevich,
Yu. S. Reshetnikov, I. K. Rivier, B. A. Flerov,
V. N. Yakovlev

Адрес редакции:

152742, БОРОК ЯРОСЛАВСКОЙ ОБЛАСТИ
НЕКОУЗСКОГО РАЙОНА,
ИНСТИТУТ БИОЛОГИИ ВНУТРЕННИХ ВОД РАН

Address of Editorial Board:

INSTITUTE FOR BIOLOGY
OF INLAND WATERS
152742, BOROK, NEKOUZ, YAROSLAVL, RUSSIA

СОДЕРЖАНИЕ

Комов В. Т., Лазарева В. И., Степанова И. К. Антропогенное закисление малых озер севера Европейской России	5
Генкал С. И. О многолетней морфологической изменчивости некоторых представителей центрических диатомовых водорослей	18
Михрикова Т. Ф. Тяжелые металлы в различных органах сусака зонтичного (<i>Butomus umbellatus</i> L.)	27
Гагурин В. Г. Фауна свободноживущих нематод водоемов архипелага Новая Земля	33
Павельева Е. Б., Телеш И. В. Экспериментальное исследование питания зоопланктона природным микропланктоном	41
Иванова М. Б. Экспресс-метод определения степени загрязнения равнинных рек по составу планктонных ракообразных	51
Ищербина Г. Х. Применение искусственных субстратов для установления влияния промышленных стоков на структуру макрозообентоса малой реки	57
Князко В. И., Базаров М. И., Халько Н. А. Распределение ранней молоди рыб в приплотинной зоне Рыбинской ГЭС и ее скат через плотину	65
Кузьмина В. В., Голованова И. Л. Влияние антропогенных факторов на активность пищеварительных ферментов рыб	72
Мензиков С. А., Мензикова О. В. Влияние гамма-аминомасляной кислоты и пикротоксина на Mg-АТФазу из мозга леща (<i>Abramis brama</i> (L.))	78

Информация

17-я ежегодная конференция международного научного Общества токсикологии и химии окружающей среды (SETAC)	83
О работе Секции водохранилищ при Министерстве природных ресурсов Российской Федерации (1994—1997 гг.)	85

C O N T E N T S

Komov V. T., Lazareva V. I., Stepanova I. K. Anthropogenic acidification of small lakes in the north of the European Russia	3
Genkal S. I. On long-term morphological variability of some representatives of centric diatoms	18
Mikryakova T. F. Heavy metals in different organs of umbrella reed (<i>Butomus umbellatus</i> L.)	27
Gagarin V. G. Fauna of free-living nematodes of reservoirs from Archipelago Novaya Zemlya	33
Pavelleva Ye. B., Telesh I. V. Experimental study of zooplankton feeding with natural microplankton	41
Ivanova M. B. Determination of the degree of plains rivers pollution according to composition of plankton crustacean by express-method	51
Shcherbina G. Kh. Application of artificial substrates methods for determination the effect of industrial sewages on macrozoobenthos structure in a small river	57
Klyashko V. I., Bazarov M. I., Khalko N. A. Distribution of juvenile fish near the dam of the Rybinsk hydroelectric power station and its downstream migration over the dam	65
Kuz'mina V. V., Golovanova I. L. Effect of anthropogenic factor on activity of digestive enzymes in fish	72
Menzikov S. A., Menzikova O. V. Effect of gamma-amino butyric acid and picrotoxin on Mg-ATPhase from fish brain	78

Information

The 17th Annual Meeting of the Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC)	83
On the work of Reservoirs Section of the Russian Federation Ministry of Natural Resources (1994—1997)	85

УДК 504. 054 : 54 + 504. 37. 054 (285. 2) (57)

АНТРОПОГЕННОЕ ЗАКИСЛЕНИЕ МАЛЫХ ОЗЕР СЕВЕРА ЕВРОПЕЙСКОЙ РОССИИ

© 1997 В. Т. Комов, В. И. Лазарева, И. К. Степанова

*Институт биологии внутренних вод им. И. Д. Папанина РАН,
152742, пос. Борок, Ярославская обл., Некоузский р-н*

По данным 1987—1991 гг. сделан подробный анализ поступления сульфатов с атмосферными осадками, их трансформации на водосборах и чувствительности к закислению озерных экосистем. Приведены расчеты критической кислотной нагрузки и оценка количества антропогенно закисленных малых озер.

Ключевые слова: атмосферное антропогенное закисление, малые озера, критическая кислотная нагрузка, количество закисленных озер.

Based on the data obtained during 1987 to 1991 the analyses of sulphates atmospheric input, their transformation in watersheds and sensitivity to lake ecosystems acidification are given. Calculated values of critical acid load and assessment of a number of acidified anthropogenically small lakes are presented.

Key words: atmospheric anthropogenic acidification, small lakes, critical acid load, number of acidified lakes.

Введение

Малые озера (до 10 км²) с рН воды около 5.0 известны в России с начала нынешнего века (Скадовский и др., 1928) и представляют неотъемлемый элемент природно-ландшафтных комплексов лесной зоны. До последнего времени их существование связывали исключительно с влиянием заболачивания. Это представлялось весьма убедительным, поскольку 16 % территории европейской части России составляют болота и заболоченные леса.

Первые данные об антропогенном загрязнении атмосферных осадков окислами серы вокруг крупных городов получены в 1910—1911 гг. (Витынь, 1911). Современные масштабы и последствия антропогенного закисления водоемов России изучены слабо. Причина этого — сосредоточенность основных гидробиологических и лимнологических исследований на крупных водоемах, отличающихся стабильным гидрохимическим режимом. Малые озера, которых на севере России множество и которые гораздо более чувствительны к кислотному загрязнению, чем крупные, в этом отношении практически не изучены.

Закисление озер оказывает существенное влияние на биоразнообразие и функционирование экосистем: на снижение числа видов, вызванное ростом уровня доминирования в сообществах, смену доминантных видов и таксонов более высокого ранга, изменение трофического статуса озер вследствие снижения доступности биогенных элементов для биоты и т. д. (Комов, Лазарева, 1994). Кроме того, в закисленных водах резко возрастает подвижность тяжелых металлов и уровень их биоаккумуляции. В мышцах окуня, который является распространенным объектом спортивного рыболовства на малых озерах, при рН воды ниже 5.0 содержится до 0.8—1 мг ртути на 1 кг сырой массы (Степанова, Комов, 1996), что превышает ПДК и представляет угрозу для здоровья людей, употребляющих эту рыбу в пищу.

Цель настоящей работы — исследование атмосферного антропогенного закисления малых озер севера европейской части России.

Материалы и методы

Для решения поставленной задачи использовали комбинированный подход. Были проанализированы литературные данные по химическому составу поверхностных вод (Баранов, 1962; Григорьев и др., 1965; Дегопик, Соловьева, 1969; Алферовская, Красникова, 1972; Голцина, 1972; Дегопик, 1974; Лозовик, 1991; Комов, Степанова, 1994), рыбохозяйственные каластры (Фортунатов, Московский, 1970; Лесников, Абросов, 1973; Шимановская и др., 1974; Петров, 1980; Озерные ресурсы..., 1981; Сазонова, Будишлен, 1988), описания природных ресурсов (Природа..., 1966; Загорский, 1967). Проведены комплексные исследования 35 озер: 15 — в южной Карелии и 20 — в Вологодской обл. Для составления карт-схем использовали сетку ЕМЕП 150 км × 150 км (Heiteling et al., 1991) и схему суммарного поступления сульфатов с атмосферными осадками в 1987—1991 гг. (Дедкова и др., 1993).

Трансформация кислот на водосборах озер и расчет критической кислотной нагрузки

Поступающие с атмосферными осадками сульфаты частично трансформируются на водосборах озер (Комов, Лазарева, 1994). В то же время сам водосбор может быть источником поступления сульфатов, которые образуются при вымывании серосодержащих соединений из почв и подстилающих пород. Для определения доли сульфатов, поступающих в водоемы с их водосборов, применяют соотношение ожидаемой, рассчитанной по содержанию в атмосферных осадках и реально наблюдаемой концентрации сульфатов в их водах — коэффициент SR (Комов, Лазарева, 1994; Matmorek et al., 1989). Водосбор не является источником поступления сульфатов в водоем, если SR не превышает 1.25; он может быть источником при SR 1.25—1.50; водосбор служит одним из основных источников поступления сульфатов при SR 1.50—2.0; поступление с водосбора преобладает над атмосферным при SR 2.0 и выше (Matmorek et al., 1989).

Критическая кислотная нагрузка (critical loads — CL) — это максимальное поступление кислот, которое не приводит при длительном воздействии к изменениям в биоте. Расчет критической нагрузки основывается на анализе баланса поступления кислот из атмосферы и некоторых предельных величин кислотонейтрализующей способности (ANC_{limi}) вод озер и рек (Henriksen et al., 1992). Как правило, используют 3 предельных значения ANC_{limi} : 50, 20 и 0 мкгЭкв/л.

Кислотонейтрализующая способность (ANC) характеризует способность вод озер и рек нейтрализовать поступление сильных кислот без изменения кислотного баланса. Озера с $ANC < 0$ считают сильно (окончательно) закисленными ($pH < 4.9—5.3$) (Forsius et al., 1990; Jeffries, 1990; Skjelkvale, Wright, 1990). Уровень ANC до 50 мкгЭкв/л соответствует чувствительным к закислению водоемам (Forsius et al., 1990; Jeffries, 1990; Henriksen et al., 1992). Водоемы с ANC выше 50 мкгЭкв/л относят к достаточно устойчивым к кислотному загрязнению.

Величину критической нагрузки находят из уравнения (Henriksen et al., 1992):

$$CL = (BC_0^* - ANC_{limi}) Q - BC_0^*$$

где Q — суммарное количество осадков за год (мм или $dm^3/(m^2 \cdot год)$); BC_0^* — атмосферное поступление основных катионов ($Ca^{++} + Mg^{++} + Na^+ + K^+$) неморского происхождения (мкгЭкв/м²); BC_0^* (по: Forsius et al., 1990) — исходная (расчетная) концентрация катионов неморского происхождения до закисления (мкгЭкв/л).

$$BC_0^* = BC_0^* - F(SO_4^{2-} - SO_4^{2-})$$

где BC_i и SO_4 — современная (измеренная) концентрация основных катионов и сульфатов в воде озер, SO_{40} — исходная (расчетная) концентрация сульфатов неантропогенного происхождения (для норвежских озер принимают 15 мкгЭкв/л (Brakke et al., 1987)), F — коэффициент, представляющий отношение прироста основных катионов к приросту сульфатов.

Коэффициент F вычисляют по формуле (Forsius et al., 1990):

$$F = \sin(90 [BC_i^*/S]),$$

где S — сумма катионов, при которой $F = 1$.

Коэффициент F близок к нулю в озерах с очень низкой минерализацией воды и достигает единицы при концентрации основных катионов 200—400 мкгЭкв/л в зависимости от особенностей поверхностных вод региона. При расчете критической кислотной нагрузки мы принимали, что уровень выщелачивания катионов, эквивалентный поступлению кислот в систему озеро—водосбор ($F = 1$), в исследованных озерах достигается при сумме катионов (S) 200 мкгЭкв/л.

Если количество поступающих в систему озеро—водосбор кислотообразующих соединений приводит к превышению концентрации кислот над содержанием основных катионов, то данное озеро будет закислено. Таким образом, критическая антропогенная кислотная нагрузка может быть определена как количество поступающих из атмосферы окислов серы и азота, которое приводит к образованию в воде озер сульфатов и нитратов в концентрации, эквивалентной содержанию основных катионов.

К настоящему времени для Европы, включая европейскую часть России, составлены карты превышения критической кислотной нагрузки и относительной чувствительности озерных экосистем (систем озеро—водосбор) (Chadwick, Kuylensieterna, 1991; Hettelingh et al., 1991). На этих картах критическая нагрузка определена в целом для крупных регионов, поэтому превышение нагрузки и чувствительность экосистем озер к закислению оценены весьма приблизительно. Более точный расчет критической нагрузки на основе измеренного содержания сульфатов в воде озер и атмосферных осадках с учетом трансформации кислот на водосборах выполнен нами только для 3 озерных ландшафтов, содержащих наиболее чувствительные к закислению водоемы. Поэтому превышение нагрузки за пределами исследованных ландшафтов мы приводим по картам (Chadwick, Kuylensieterna, 1991; Hettelingh et al., 1991).

Описание исследованных озер

В качестве реперных водоемов для оценки влияния кислотообразующих соединений серы и азота на водные экосистемы были исследованы летом (июнь—август) 1990—1992 гг. 3 группы небольших мелководных озер (рис. 1). Площадь водоемов не превышала 10 км², глубина составляла 1,5—12 м. Были выбраны водоемы, на водосборах которых хозяйственная деятельность была минимальна. Первая группа — 14 озер в Суоярском и Кондопожском районах Карелии (62°—63° с. ш., 32°—33°30' в. д.) — располагалась на кристаллических породах Балтийского щита, вторая — 10 озер в Бабаевском р-не Вологодской обл. (60°—60°30' с. ш., 35—30° в. д.) — на границе Балтийского кристаллического щита и Русской платформы, где подстилающие породы перекрыты мощными четвертичными отложениями. Третья группа — 9 озер в Череповецком р-не Вологодской обл. (58°30'—59° с. ш., 37—38° в. д.) — находилась на осадочных породах древней Молого-Шекснинской низины, мощность которых достигает 40—70 м (Фаустова и др., 1969). В настоящее время заболочена треть территории водосборов озер 2-й группы и около 40 % 3-й (Озерные ресурсы..., 1981). Площадь и глубина озер, как и степень озерности ландшафтов, снижались в южном направлении (см. таблицу).

В воде озер определяли pH, кислотонейтрализующую способность, концентрацию растворенного органического вещества (РОВ), общего азота, общего фосфора и основных ионов (Ca^{++} , Mg^{++} , Na^+ , K^+ , Cl^- , HCO_3^- , SO_4^{--} , A^-) (см. таблицу). Содержание

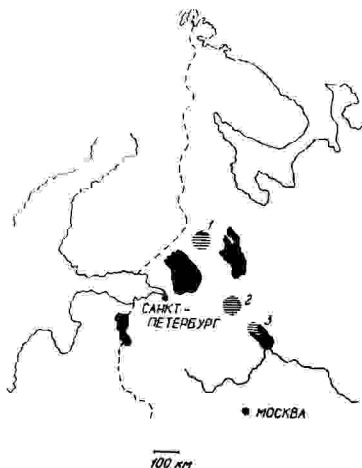


Рис. 1. Расположение исследованных групп озер.

1 — Карелия (Суоярвский и Кондопожский районы), 2 — север Вологодской обл. (Бабаевский р-н), 3 — юг Вологодской обл. (Череповецкий р-н).

органических анионов (A^-) рассчитывали по количеству катионов, не сбалансированных неорганическими анионами. Методы анализа воды описаны ранее (Комов, Степанова, 1994; Haines et al., 1992). Результаты химического анализа воды карельских озер предоставил Т. Хайнс (университет штата Мэйн, США). Данные по составу атмосферных осадков взяты из работ В. Т. Комова, В. И. Лазаревой (1994), П. А. Лозовика, С. В. Басовой (1994).

Результаты и обсуждение

Чувствительность к закислению водоемов и водосборов

На территории европейской части России выделяют 10 озерных регионов (Жадин, Герд, 1961; Пидгайко, 1984). Основная масса озер сосредоточена в 5 — Карело-Кольском, Балтийском, Тундровом, Северном и Центральном. Их южная граница совпадает с границей лесной зоны. Мы проанализировали распределение закисленных водоемов в пределах Карело-Кольского (Карелия и Мурманская обл.), Центрального (Тверская, Новгородская, Ярославская, Московская и Смоленская области), Северного (Вологодская, Костромская, Архангельская, Кировская и Пермская области, республика Коми) и частично Балтийского (Псковская обл.) озерных регионов. В настоящее время считается возможным закисление поверхностных вод при уровне выпадения сульфатов, превышающем $1.5 \text{ г}/(\text{м}^2 \cdot \text{год})$ (The Stockholm..., 1982). Плотность выпадения сульфатов на большей части территории Европейской России близка этой величине или превышает ее (Дедкова и др., 1993). Поэтому существование антропогенно закисленных озер возможно на всей этой территории.

Общая характеристика исследованных озер

Показатель	Группы озер		
	1	2	3
Площадь, км ²	<u>3.53</u> 0.02—18.80	<u>1.46</u> 0.04—10.00	<u>0.36</u> 0.005—2.00
Максимальная глубина, м	<u>5.20</u> 1.80—13.00	<u>3.80</u> 1.00—8.00	<u>1.80</u> 1.00—3.00
pH	<u>—</u> 4.49—8.90	<u>—</u> 4.07—7.20	<u>—</u> 4.30—9.10
H ⁺ , мкгЭкв/л	<u>10.3</u> 0.01—32.36	<u>15.8</u> 0.1—85.1	<u>16.5</u> 0.01—50.1
Na ⁺ , мкгЭкв/л	<u>30.2</u> 9.5—57.3	<u>76.1</u> 51.7—112.2	<u>28.5</u> 14.0—66.0
K ⁺ , мкгЭкв/л	<u>11.2</u> 3.1—21.4	<u>20.0</u> 11.0—25.9	<u>6.2</u> 3.1—9.0
Ca ²⁺ , мкгЭкв/л	<u>113.6</u> 37.5—250.0	<u>186.3</u> 35.0—693.0	<u>215.3</u> 47.5—550.0
Mg ²⁺ , мкгЭкв/л	<u>45.5</u> 12.5—108.3	<u>60.1</u> 15.0—179.2	<u>66.1</u> 10.0—183.0
HCO ₃ ⁻ , мкгЭкв/л	<u>41.0</u> 0.0—210.0	<u>109.3</u> 0.0—654.3	<u>147.0</u> 0.0—925.0
SO ₄ ²⁻ , мкгЭкв/л	<u>98.1</u> 50.0—163.3	<u>120.1</u> 45.8—208.3	<u>59.6</u> 0.0—185.0
Cl ⁻ , мкгЭкв/л	<u>75.6</u> 9.9—129.9	<u>29.7</u> 15.0—55.0	<u>32.6</u> 15.0—49.0
ANC, мкгЭкв/л	<u>75.7</u> -60.4—351.9	<u>212.0</u> 59.9—804.6	<u>244.6</u> -56.3—736.0
POB, мгС/л	<u>9.86</u> 2.90—19.16	<u>15.30</u> 6.15—34.47	<u>17.85</u> 4.31—40.22
N _{общ.} , мг/л	<u>0.42</u> 0.24—0.55	<u>0.53</u> 0.22—1.27	<u>0.69</u> 0.21—1.80
P _{общ.} , мг/л	<u>0.021</u> 0.006—0.036	<u>0.018</u> 0.012—0.028	<u>0.047</u> 0.013—0.169

Примечание. Над чертой — средние значения, под чертой — пределы колебаний.

Наиболее высокая насыщенность водоемами характерна для ландшафтов Карело-Кольского региона, коэффициент озерности около 20 % (рис. 2). В Карелии общая площадь малых озер составляет почти 40 % от поверхности пресных водоемов (Григорьев и др., 1965). За пределами Карело-Кольского региона озерность ландшафтов на порядок ниже, максимальные коэффициенты (2.5—6.0 %) отмечены в Ленинградской, Псковской и западной части Вологодской областей (Лесников, Абросов, 1973; Шимановская и др., 1974). Восточнее, в Северном и Тундровом регионах, озерность составляет около 2 %, а южнее, в Центральном, — менее 2 % (Загорский, 1967; Шимановская и др., 1974; Сазонова, Бушмелева, 1988). В целом озерность европейской части России снижается с севера на юг.

Чувствительность озер к кислотному загрязнению определяется содержанием основных катионов и общей минерализацией воды. Озера с концентрацией основных катионов выше 400 мкгЭкв/л обычно считают нечувствительными к закислению и не рассматривают в связи с кислотным загрязнением. Эта критическая концентрация катионов приблизительно соответствует общей минерализации воды 50 мг/л. На сегодняшний день известно 5 причин ацидификации озер (Henriksen, 1980; Wright et al., 1980; Krug, Frink, 1983; Gorham et al., 1984; LaZerte, Dillon, 1984; Brakke et al., 1987; Sullivan et al., 1988; Marmorek et al., 1989): антропогенное

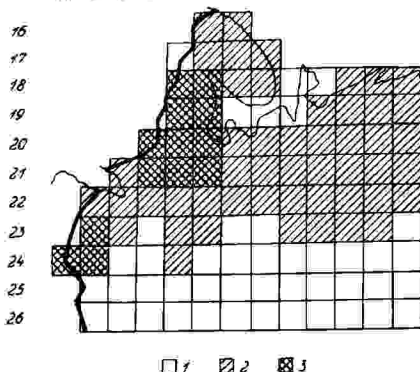


Рис. 2 Озерность севера Европейской России.
Озерность: 1 — менее 2, 2 — 2.1—5.0, 3 — выше 5.0 %.

загрязнение кислотными атмосферными осадками; заболачивание дренируемого бассейна; вымывание соединений серы из отвалов горных выработок или из подстилающих пород на водосборах; занос морских солей; интенсивная хозяйственная деятельность на водосборах (вырубка лесов, распашка, мелиоративные работы и т. п.), приводящие к увеличению ионного стока с водосбора.

На большей части рассматриваемого региона наиболее вероятны 2 причины закисления поверхностных вод: выпадение кислотных атмосферных осадков и поступление органических кислот из заболоченных водосборов (Комов, Лазарева, 1994).

Кристаллические породы фундамента ландшафтов Кольского полуострова определяют низкую минерализацию (до 30 мг/л) и низкое содержание растворенного органического вещества (до 15 мгС/л) в воде озер (Дегоник, 1974). Поэтому водоемы полуострова, за исключением расположенных в радиусе 40 км от металлургических комбинатов, представляют собой высокочувствительные к кислотному загрязнению объекты. Те же причины определяют низкую минерализацию воды малых озер Карелии (от 10 до 200 мг/л), что характеризует их также как чувствительные к кислотному загрязнению (Chadwick, Kuylensueta, 1991). Наименее минерализованные воды характерны для западной части Карелии. В этом районе сульфаты преобладают в течение всего года не только в воде малых озер, но и в воде крупных водоемов (Салонъярви, 56.3 км²; Суоярви, 63.4 км²; Вегарусъярви, 13.7 км²) (Баранов, 1962; Григорьев и др., 1965; Лозовик, 1991). Водосборные бассейны подавляющего числа озер Карело-Кольского региона характеризуются слабым почвенным покровом (Сорокин, 1973) и не способны к ассимиляции и восстановлению сульфатов.

Ландшафты северной части Ленинградской обл. расположены в пределах Балтийского кристаллического щита, они близки к карельским и располагают наибольшим в области количеством озер, в основном с низкой минерализацией воды (до 50 мг/л). Геологические структуры юго-западной части области имеют включения известняков, что определяет высокое содержание двухвалентных катионов (>7 мг/л) и общую минерализацию воды до 200 мг/л (Баранов, 1962; Алферовская, Красни-

кова, 1972; Петров, 1980). Почвенный покров волособорных бассейнов озер восточной и юго-западной частей области способен в определенной степени нейтрализовать сульфатную нагрузку.

Неоднородность рельефа и геологических структур, формирующих подстилающие породы, определяет разнообразие химического состава поверхностных вод Центрального и Балтийского озерных регионов. Общая минерализация воды варьирует от 8—50 мг/л в озерах на верховых болотах и водоразделах речных бассейнов до 200—400 мг/л и более в карстовых и некоторых пойменных озерах (Дегопик, Соловьева, 1969; Фортунатов, Московский, 1970; Шимановская и др., 1974; Сазонова, Бушмелева, 1988). Наименее минерализованные озера расположены на верховых болотах северо-запада и севера Тверской (Дегопик, Соловьева, 1969) и северо-запада Ярославской областей (Фортунатов, Московский, 1970). С одной стороны, мощность торфяников некоторых болот региона достигает 5—10 м и может существенно ограничивать контакт поверхностного стока с подстилающими породами. Вследствие этого снижается общая минерализация вод болотных озер и повышается их чувствительность к кислотному загрязнению. С другой стороны, почвенный покров волособорных бассейнов Центрального региона способен в значительной степени нейтрализовать сульфатную нагрузку. Это характеризует экосистемы практически всех озер, на водосборах которых доля верховых болот невелика, как нечувствительные или малочувствительные к кислотному воздействию.

Минерализация воды большинства озер Северного озерного региона составляет 50—200 мг/л (Баранов, 1962; Природа..., 1966; Голдина, 1972; Озерные ресурсы..., 1981; Комов, Степанова, 1994). Наименее минерализованы и наиболее чувствительны к закислению воды озер запада Вологодской и севера Архангельской областей; содержание кальция и магния не превышает 1.5 мг/л при общей минерализации воды 9—30 мг/л (Голдина, 1972; Озерные ресурсы..., 1981; Комов, Степанова, 1994). Почвенный покров водосборных бассейнов озер региона способен нейтрализовать сульфатную нагрузку, в результате чего сульфаты в воде ряда озер аналитически не определяются.

Таким образом, максимальное количество чувствительных к кислотному загрязнению озер расположено в Карело-Кольском регионе. На территории Центрального и Северного озерного регионов находятся озера как с низкой минерализацией воды, чувствительные к кислотному воздействию, так и с высокой минерализацией, устойчивые к атмосферному антропогенному закислению. Чувствительные водоемы сконцентрированы на верховых болотах и водоразделах речных бассейнов.

Химический состав вод исследованных озер

Содержание основных катионов и минерализация озер возрастали с севера на юг, что характерно для поверхностных вод России (Баранов, 1962). Суммарная концентрация двухвалентных катионов составляла в среднем по группам озер 159—281 мкгЭкв/л (см. таблицу). Основным источником их поступления в водоемы служат процессы вымывания из почв и подстилающих пород на водосборах. Минимальные значения содержания кальция в воде озер практически не различались, в то время как максимальные в озерах 2-й и 3-й групп были почти в 2 раза выше, чем в водоемах 1-й группы. Вода щелочных озер содержала 115—125 мкгЭкв/л двухвалентных катионов, что в 2—5 раз меньше по сравнению с нейтральными.

Какой-либо зависимости содержания одновалентных катионов от величины pH воды не отмечено, что позволяет предположить преимущественно атмосферное их поступление в водоем. В нейтральных озерах доля натрия и калия составляла 8—12 % от общего содержания основных катионов, в щелочных — 18—22 %. Однако эти различия не связаны с увеличением их концентрации, а определяются более низким содержанием двухвалентных катионов в озерах с pH воды ниже 5.0. В целом абсолютная концентрация натрия не превышала 65—109, калия — 26 мкгЭкв/л.

Поверхностные воды лесной зоны европейской части России относятся к гидрокарбонатному классу (Баранов, 1962). В исследованных озерах гидрокарбонаты

доминировали только при pH воды выше 6.0. В водоемах 3-й группы их концентрация составляла 102—925 мкгЭкв/л. В воде ацидных озер ($\text{pH} < 5.3$) анионы HCO_3^- практически отсутствовали (см. таблицу). Среднее содержание сульфатов в воде исследованных озер было 63—125 мкгЭкв/л. Минимальные зарегистрированные значения SO_4^{2-} снижались с 52 мкгЭкв/л в водоемах 1-й группы до нуля в 3-й. С севера на юг возрастал разброс величин содержания сульфатов в воде озер. Увеличение интервала концентрации сульфатов происходило за счет снижения минимальных значений, а не максимальных, как в случае широтного распределения двухвалентных катионов. Наибольшее содержание сульфатов (70—80 % от общего пула анионов) зарегистрировано в воде ацидных озер ($\text{pH} < 5.0$).

Водный режим гумифицированных водоемов северной части России формируется за счет притока высокоцветных вод из заболоченных водосборов. Поэтому в составе анионов таких озер необходимо учитывать содержание органических кислот. Балансовый расчет вклада органических анионов в общий пул был выполнен на основе анализа химического состава вод озер 3-й группы. Расчетный эквивалент 1 мг РОВ озер с pH выше 5.0 оказался равным 7.32, а для озер с pH ниже 5.0 — 3.11 мкгЭкв/л. Особенно большое влияние органические анионы РОВ оказывали на формирование статуса гумифицированных озер с переходными значениями pH воды (5.4—6.4), где они составляли более 50 % от общего пула анионов. Концентрация РОВ в воде озер летом составляла 2.9—40.2 мг С/л, цветность варьировала от 3 до 273 град. Pt-Co (имитационной) шкалы. К гумифицированным относили озера с содержанием РОВ выше 14 мг С/л и цветностью выше 80 град., что соответствует, по классификации А. А. Салазкина (1976), полигугозным водоемам. Содержание РОВ и органических анионов в воде озер отрицательно коррелировало с концентрацией сульфатов ($r = -0.45$, $p < 0.009$). Эта зависимость определяется влиянием кислотных атмосферных осадков на сток органических анионов с водосбора (Krug, Frink, 1983; LaZerte, Dillon, 1984).

Легкие значения pH воды в исследованных озерах варьировали от 3.8 до 9.1. В каждой группе были представлены 3 класса озер, выделенных по степени закисления их вод.

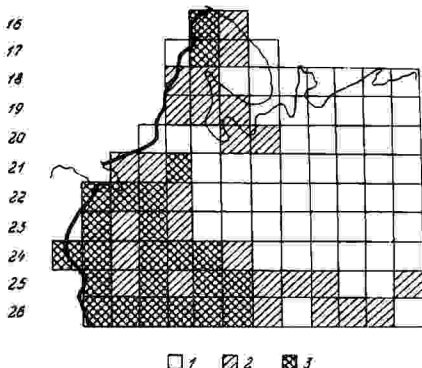
1. Нейтральные ($\text{pH} > 6.5$) — незакисленные озера, в водах которых доминировали гидрокарбонаты и минерализация была максимальной (до 60 мг/л).
2. Переходные ($\text{pH} 5.4—6.4$) — уровень закисления их вод зависел от соотношения гидрокарбонатов и анионов органических кислот, закисление связано главным образом с заболочиванием водосбора.
3. Ацидные ($\text{pH} < 5.3$) — сильно закисленные водоемы, гидрокарбонаты практически отсутствовали. Сульфаты доминировали как в светловодных, так и гумифицированных озерах.

В основу принятой нами классификации озер положена схема А. Хенриксена (Henriksen, 1980). В нашей схеме принят более широкий интервал pH для переходных озер и учтено поступление органических кислот с водосбора.

Антропогенная кислотная нагрузка

Для севера Европейской России суммарное годовое количество атмосферных осадков составляет 650—800 мм. Уровень pH атмосферных осадков (4.5—4.8) в настоящее время на единицу ниже, чем в 50—60-х годах (Комов, Лазарева, 1994). Незакисленные осадки с pH 5.6—5.7 и выше в 1988—1990 гг. составляли менее 20 % от общего количества. Большая часть сульфатов (до 98 %) в атмосферных осадках имела антропогенное происхождение (Комов, Лазарева, 1994).

Максимальное содержание сульфатов (7.8—8.6 мг/л), измеренное в воде ацидных озер Карелии и юга Вологодской обл., близко к их поступлению из атмосферы (измеренная концентрация сульфатов в осадках + поступление с твердыми и газообразными выпадениями, составляющее до 40 % от содержания в осадках) (Комов, Лазарева, 1994). В то же время поступление серы из атмосферы, рассчитанное по антропогенной эмиссии (Дедкова и др., 1993; Chadwick, Kuylensieterna,



□ 1 ▨ 2 ▩ 3

Рис. 3. Поступление сульфатов, рассчитанное по эмиссии соединений серы (по: Дедкова и др., 1993).

1 — менее $1.5 \text{ г/(м}^2 \cdot \text{год)}$, не приводит к закислению озер; 2 — $1.5\text{—}2.5 \text{ г/(м}^2 \cdot \text{год)}$, закисление озер возможно; 3 — выше $2.5 \text{ г/(м}^2 \cdot \text{год)}$, закислены все чувствительные озера.

1991), должно формировать концентрацию сульфатов в воде таких озер не более $2.0\text{—}2.5 \text{ мг/л}$. Таким образом, для этих районов на картах приведены заниженные величины атмосферного поступления серосодержащих соединений.

Атмосферные осадки оказывают решающее влияние на формирование ионного состава поверхностных вод Карело-Кольского региона. Занос морских солей может нейтрализовать кислотное воздействие на севере и востоке Кольского полуострова. Минимальный уровень поступления сульфатов антропогенного происхождения наблюдается на востоке полуострова ($1.0\text{—}1.3 \text{ г/(м}^2 \cdot \text{год)}$), максимальный — в центре и на западе ($2.0\text{—}5.3 \text{ г/(м}^2 \cdot \text{год)}$) (Дедкова и др., 1993) (рис. 3). Распределение плотности выпадения сульфатов на территории Карелии довольно мозаично (Дедкова и др., 1993). Минимальные значения отмечаются в центральной части ($0.8\text{—}1.2 \text{ г/(м}^2 \cdot \text{год)}$), несколько больше на севере ($1.2\text{—}2.2 \text{ г/(м}^2 \cdot \text{год)}$) и наибольшая плотность — в южной Карелии ($1.7\text{—}2.9 \text{ г/(м}^2 \cdot \text{год)}$).

Плотность поступления сульфатов на территории Ленинградской обл. существенно выше, чем в Карелии (Дедкова и др., 1993). Максимальный уровень наблюдается на юго-западе и в центре ($4.0\text{—}5.6 \text{ г/(м}^2 \cdot \text{год)}$), несколько ниже на севере и востоке ($2.0\text{—}2.4 \text{ г/(м}^2 \cdot \text{год)}$). Близкие величины отмечаются на территории Псковской обл. ($2.5\text{—}4.5 \text{ г/(м}^2 \cdot \text{год)}$) (рис. 3). В Центральном озерном регионе максимальная плотность выпадения сульфатов наблюдается в Московской обл. (до $6.0 \text{ г/(м}^2 \cdot \text{год)}$), а наибольшие уровни приходятся на г. Москву. На остальной территории региона выпадение сульфатов составляет $2.0\text{—}3.0 \text{ г/(м}^2 \cdot \text{год)}$ (Дедкова и др., 1993).

Плотность выпадения сульфатов на территории Северного озерного региона в целом невысока ($0.15\text{—}2.0 \text{ г/(м}^2 \cdot \text{год)}$). Максимальные величины отмечаются на западе Вологодской обл. и вокруг городов Архангельска и Перми ($2.0\text{—}2.4 \text{ г/(м}^2 \cdot \text{год)}$) (Дедкова и др., 1993). Плотность выпадения сульфатов на севере Европейской России, по карте М. Чедвика и Дж. Куйленстиерна (Chadwick, Kuylensstierna, 1991), в том числе для районов, где расположены исследованные озера, несколько выше (Комов. Лазарева,

1994; Комов, Степанова, 1994; Лозовик, Басова, 1994), чем приведенные здесь данные И. Делжовой с соавт. (1993).

Трансформация сульфатов на водосборах. Поступление кислот с атмосферными осадками приводит к замещению бикарбонатов сульфатами и снижению pH поверхностных вод (Henriksen, 1980). Именно присутствием сильных неорганических кислот, а не высоким содержанием органических анионов объясняется низкий уровень pH ($\text{pH} < 5.5$) болотных вод, что неоднократно было отмечено в работах ряда исследователей (Скадовский и др., 1928; Баранов, 1962; Фотнев, 1974). Почвы и подстилающие породы водосборных бассейнов большинства исследованных озер не являются источником поступления сульфатов ($\text{SR} < 1.25$). Исключение составляют бассейны некоторых (в основном проточных) озер Карелии, где возможно вымывание сульфатов из подстилающих пород ($\text{SR} 1.33 - 1.67$).

Существенно более низкая концентрация сульфатов в воде большинства озер ($\text{SR} < 1$) (по сравнению с рассчитанной по атмосферному поступлению ожидаемой концентрации) свидетельствует об интенсивной трансформации кислотного загрязнения на водосборах. Максимальная трансформация сульфатов отмечена на водосборах гумифицированных озер ($\text{POB} > 10 - 15 \text{ мгС/л}$). В них коэффициенты SR снижаются почти на 70 % по сравнению со светловодными и минимальны для водосборов переходных и нейтральных гумифицированных озер 3-й группы ($\text{SR} 0.39 \pm 0.13$). Максимальные коэффициенты ($\text{SR} 1.17 \pm 0.08$) получены для водосборов светловодных ($\text{POB} < 5 \text{ мгС/л}$), в основном карельских, озер. Вероятно, бассейны последних можно считать не способными к трансформации сульфатов, так же как водосборы финских и норвежских озер (Forsius et al., 1990; Henriksen et al., 1992). В работах И. В. Баранова (1962) и С. Н. Скадовского с соавт. (1928) в качестве источника сульфатов в болотных водах указано биогенное окисление образующегося при разложении растительности сероводорода. Если учитывать этот дополнительный источник серосодержащих соединений, то уровень трансформации сульфатов на заболоченных водосборах исследованных озер будет еще выше. Таким образом, из заболоченных бассейнов в воды озер выносятся существенно меньшее количество сульфатов по сравнению с тем, которое поступает на водосборы из атмосферы. То же было отмечено при изучении ионного баланса верхового болота (Цыганенко, 1962).

Критическая нагрузка. На основании наших данных о химическом составе воды исследованных озер и поступлении сульфатов с атмосферными осадками были определены величины критической нагрузки сульфатов для ландшафтов, где расположены исследованные озера (Карелия, север и юг Вологодской обл.). Для уровня $\text{ANC}_{\text{lim}} = 0$ критическая нагрузка по сульфатам составила $37 \text{ мгЭкв}/(\text{м}^2 \cdot \text{год})$ в ландшафтах Карелии, $104 \text{ мгЭкв}/(\text{м}^2 \cdot \text{год})$ — на севере Вологодской обл. и $135 \text{ мгЭкв}/(\text{м}^2 \cdot \text{год})$ — на юге, или $1.8, 4.9$ и $6.5 \text{ г}/(\text{м}^2 \cdot \text{год})$ соответственно. Во всех группах были озера, для которых критическая нагрузка равнялась нулю, т. е. они были закислены до начала антропогенной ацидификации вследствие природных процессов. Для уровня $\text{ANC}_{\text{lim}} = 50 \text{ мгЭкв/л}$ величины критической нагрузки были ниже. Сравнение полученных критических нагрузок с реально наблюдаемым антропогенным поступлением сульфатов (Комов, Лазарева, 1994; Лозовик, Басова, 1994) в исследованных ландшафтах позволяет сделать следующее заключение. Для водосборов карельских озер $\text{г. л. ANC}_{\text{lim}} = 0$ поступление окислов серы только с дождем и снегом в 1.5 раза выше критической нагрузки. Критическая нагрузка на водосборы Вологодской обл. близка к общему поступлению окислов серы из атмосферы. Это и определяет высокий уровень закисления малых озер.

Ацидные водоемы, где расчетная сумма исходных концентраций основных катионов ниже суммы органических анионов и фоновых сульфатов неморского происхождения, принято считать закисленными в результате природных процессов (Henriksen et al., 1992). Для них критическая кислотная нагрузка близка к нулю или отрицательна. До начала антропогенной ацидификации в результате заболачивания были закислены только некоторые сильно гумифицированные озера, а светловодные были циркумнейтральными (Комов, Лазарева, 1994).

Количество антропогенно закисленных озер

Как следует из предыдущего раздела, к антропогенно закисленным относятся экосистемы озер, в которых количество поступающих с атмосферными осадками кислот превышает содержание основных катионов, т. е. наблюдается превышение критической кислотной нагрузки. Карты (Chadwick, Kuylensietma, 1991; Hettelingh et al., 1991) адекватно отражают ситуацию для восточной и западной частей Кольского полуострова, в то время как для центральной части приводятся заниженные величины. Количество антропогенно закисленных малых озер (современный уровень $pH < 5.5$) с преобладанием сульфатов над остальными анионами на территории Кольского полуострова достигает 10 %, в отдельных районах закислено подавляющее большинство малых озер (лаббин) (рис. 4).

На указанных картах (Hettelingh et al., 1991) Карелия представлена как территория, где вообще отсутствуют районы с экологически безопасным уровнем атмосферного антропогенного загрязнения, южные районы Карелии испытывают 2—4-кратное превышение критической сульфатной нагрузки (Chadwick, Kuylensietma, 1991). Максимальное количество ацидных водоемов (до 10 %) представлено на юго-западе Карелии, на остальной территории ацидные озера встречаются реже (до 5 %) (рис. 4). Превышение критической нагрузки кислотообразующих соединений наблюдается по всей территории Ленинградской обл. (Hettelingh et al., 1991). Кратность превышения составляет 1—2 раза на востоке, 2—4 — на юго-западе и 4—8 — на севере области (Chadwick, Kuylensietma, 1991). Ацидные озера составляют до 10 % от общего количества малых водоемов северной части области и 5—10 % — на востоке и юго-западе (рис. 4).

Волные экосистемы Центрального озерного региона испытывают умеренное кислотное воздействие (1—2-кратное превышение) (Chadwick, Kuylensietma, 1991; Hettelingh et al., 1991). Ацидные озера располагаются на верховых болотах водоразделов рек в центре Псковской обл. (до 5 % от общего количества озер). На остальной территории региона закисленные озера немногочисленны (менее 1 %, рис. 4), они расположены на севере Новгородской и Тверской областей. Небольшое число закисленных озер в Центральном

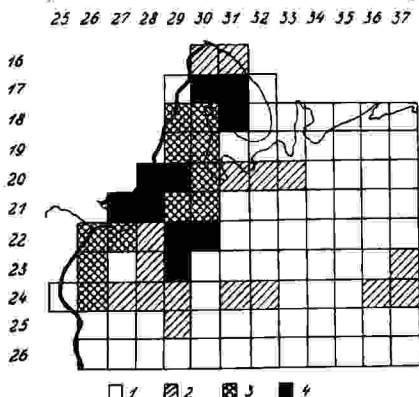


Рис. 4. Оценка количества закисленных озер севера Европейской России.

Количество закисленных озер: 1 — отсутствуют, 2 — до 1%, 3 — до 5, 4 — 10 % и выше.

регионе, несмотря на превышение критической кислотной нагрузки, связано с высокой способностью водосборных бассейнов к нейтрализации кислотного загрязнения.

Территория Северного озерного региона испытывает умеренное или низкое антропогенное кислотное воздействие. Лишь отдельные районы (запад Вологодской, Костромской, Кировской и Пермской областей, север Архангельской) характеризуются превышением критической нагрузки в 1—2 раза (Chadwick, Kuylensietma, 1991; Hetteling et al., 1991). На западе Вологодской обл. антропогенно закисленные озера составляют до 10 % от общего количества малых водосемов. Наличие антропогенно закисленных озер на остальной территории региона маловероятно (рис. 4). Возможно существование отдельных ацидных озер на севере Архангельской, Пермской и юге Костромской областей.

Таким образом, наиболее подвержены антропогенному закислению озера северо-запада Европейской России. Этот район характеризуется максимальной озерностью, высокой чувствительностью водосборов к кислотному загрязнению и высоким уровнем антропогенного поступления серосодержащих соединений.

Выводы

Уровень антропогенного поступления кислотообразующих соединений серы в водные экосистемы севера европейской части России близок к критической кислотной нагрузке или превышает ее.

Максимальная плотность чувствительных к кислотному загрязнению озер наблюдается в Карело-Кольском озерном регионе и на западе Северного, где к настоящему времени закислено до 10 % малых водосемов.

Центральный озерный регион и восток Северного характеризуются высокой устойчивостью водных экосистем к ацидификации, что связано со способностью почв и подстилающих пород к нейтрализации поступающих из атмосферы кислот.

Мониторинг антропогенного закисления малых озер помимо расчетных (по эмиссии) данных о содержании кислот в атмосферных осадках должен включать наблюдения за динамикой концентрации кислот в осадках и воде озер конкретных реперных ландшафтов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Алферовская М. М., Красникова Л. В. О некоторых итогах исследования гидрохимического режима малых озер Ленинградской области // Опыт повышения биопродуктивности малых озер северо-запада путем применения минеральных удобрений. Л., 1972.
- Баранов И. В. Лимнологические типы озер СССР. Л., 1962.
- Виткин Я. Количество Cl и SO_3 , поступающих в почву с атмосферными осадками // Журн. опытной агрономии. 1911. Кн. 1.
- Голдина Л. П. География озер болшеземельской тунары. Л., 1972.
- Григорьев С. В., Фрейндлинг В. А., Харкевич Н. С. Озера и реки Карелии // Фауна озер Карелии. Бесполовые. М.: Л., 1965.
- Детопик И. Я. Гидрохимическая характеристика озер различных ландшафтов // Озера различных ландшафтов Кольского полуострова. Л., 1974. Ч. 2.
- Детопик И. Я., Соловьева Н. Ф. Гидрохимическая характеристика озер некоторых ландшафтов северо-запада // Озера различных ландшафтов северо-запада СССР. Л., 1969. Ч. 2.
- (Дедкова И., Эрман Л., Григорьев С., Гальперин М.) Dedkova I., Erdman L., Grigoryan S., Galperin M. Assessment of airborne sulphur and nitrogen pollution of the Baltic Sea Area from European countries for 1987—1991: Rep. Meteorological Synthesizing Centre-East (MSC-E). М., 1993.
- Жабин В. И., Герд С. В. Реки, озера и водокранилища СССР, их фауна и флора. М., 1961.
- Загорский Г. Ф. Гидрологические районы Калининской области // Природа и хозяйство Калининской области // Учен. зап. Калнинин. ГПИ. Калинин, 1967. Т. 44.
- Камов В. Т., Лазарева В. И. Причины и последствия антропогенного закисления поверхностных вод северного региона на примере сравнительно-лимнологического исследования экосистем озер Дарвинского заповедника // Структура и функционирование экосистем ацидных озер. СПб., 1994.
- Камов В. Т., Степанова И. К. Гидрохимическая характеристика озер Дарвинского заповедника // Структура и функционирование экосистем ацидных озер. СПб., 1994.
- Лесников В. К., Абросов В. Н. Озера Псковской области. Псков, 1973.
- Лозовик П. А. Гидрохимия водосемов // Поверхностные воды озерно-речной системы Шум в условиях антропогенного воздействия. Петрозаводск, 1991.

- (Лозовик П. А., Басова С. В.) *Lozovik P. A., Basova S. V.* Entrance of chemical substances with precipitation in Karelia // Acidification of Finland waters. Helsinki, 1994.
- Озерные ресурсы Вологодской области. Вологда, 1981.
- Петров В. В. Биолого-продукционная характеристика озер восточных районов Ленинградской области // Рыбохозяйственный кадастр малых озер Ленинградской области. Л., 1980.
- Пидыбай М. Л. Зоопланктон водоемов европейской части СССР М., 1984.
- Природа Кировской области. Киров, 1966. Ч. 2.
- Солонова Е. А., Бушмелева Л. И. Перспективы развития любительского рыболовства // Рыбное хозяйство Псковской области. Л., 1988.
- Салазкин А. А. Основные типы озер гумидной зоны и их биолого-продукционная характеристика. Л., 1976.
- Славовский С. Н., Шербаков А., Вимберг Г. Г. Предварительное сообщение о результатах гидробиологического и физико-химического исследования Петровских озер Тверской губернии // Применение методов физической химии к изучению биологии пресных вод. М., 1928.
- Соркин И. Н. Гидробиологические типы озер Кольского полуострова // Вопросы современной лимнологии. Л., 1973.
- Степанова И. К., Комов В. Т. Роль в биотических и биотических компонентах озер северо-запада России // Экология. 1996.
- Фаустова М. А., Ауслендер В. Г., Гричук В. И. и др. Вологодская область // Последний ледниковый покров на северо-западе европейской части СССР. М., 1969.
- Фортунатов М. А., Масковский Б. Д. Озера Ярославской области // Озера Ярославской области и перспективы их хозяйственного использования. Ярославль, 1970.
- Фопиев А. В. К природе кислотности болотных вод // Биология внутренних вод: Информ. бюл. Л., 1974. № 21.
- Цыганенко А. Ф. Опыт изучения гидрохимического (мониторинг) баланса верхового болота // Вестн. Ленингр. ун-та. Сер. биол. Л., 1962. Вып. 3. № 15.
- Шимановская Л. Н., Соркин С. М., Ковалева М. П., Быкова В. К. Рыбохозяйственный фонд озер, рек и водохранилищ РСФСР // Рыбохозяйственный фонд внутренних водоемов (озера, реки, водохранилища) и перспективы повышения их рыбопродуктивности. Л., 1974.
- Brakke D. F., Henriksen A., Norton S. A. The relative importance of acidity sources for humic lakes in Norway // *Nature*. 1987. Vol. 329. N 6138.
- Chadwick M. J., Kuylenstierna J. C. I. The relative sensitivity of ecosystems in Europe to acidic depositions. A preliminary assessment of the sensitivity of aquatic and terrestrial ecosystems // *Perspect. Energy*. 1991. Vol. 1.
- Forsius M., Kamari J., Kortelainen P. et al. Statistical lake survey in Finland: regional estimates of lake acidification // *Acidification in Finland*. Berlin; Heidelberg, 1990.
- Gorham E., Bayley S. E., Schindler D. W. Ecological effects of acid deposition upon peatlands: a neglected field in «acid rain» research // *Canad. J. Fish. Aquat. Sci.* 1984. Vol. 41, N 8.
- Haines T. A., Konov V. T., Jagoe C. H. Lake acidity and mercury content of fish in Darwin National Reserve, Russia // *Environ. pollut.* 1992. Vol. 78.
- Henriksen A. Acidification of freshwaters a large scale titration // *Ecological impact of acid precipitation: Proc. of an international conf.* Sandefjord, 1980.
- Henriksen A., Kamari J., Posch M., Wilander A. Critical Loads of Acidity: Nordic Surface Waters // *AMBIO*. 1992. Vol. 21, N 5.
- Hettelingh J. P., Downing R. J., De Smet P. A. M. European critical loads maps // *Mapping Critical Loads for Europe: CCE Technical report*. 1991. N 1.
- Jeffries D. S. Water Quality Status of lakes in North America: A preliminary Assessment of Surface Water Acidification // *Fifths Meeting of the Program Task Force*, Freiburg, FRG, okt. 1989. Berlin, 1990.
- Krug E. C., Frink C. R. Acid rain on acid soil: a new perspective // *Science*. 1983. Vol. 221. N 4610.
- LaZerte B. D., Dillon P. J. Relative importance of anthropogenic versus natural sources of acidity in lakes and streams of central Ontario // *Canad. J. Fish. Aquat. Sci.* 1984. Vol. 41, N 11.
- Marmorek D. R., Bernard D. P., Wedeles C. H. R. et al. A protocol for determining lake acidification pathways // *Water, Air and Soil Poll.* 1989. Vol. 44, N 3/4.
- Skjelkvale B. L., Wright R. F. Overview areas for Western Europe Sensitive to acidification // *Fifths Meeting of the Program Task Force*, Freiburg, FRG, okt. 1989. Berlin, 1990.
- Sullivan T. J., Eilers J. M., Church M. R. et al. Atmospheric wet sulphate deposition and lakewater chemistry // *Nature*. 1988. Vol. 331. N 6157.
- The Stockholm Conference on Acidification of the Environment. Report from the expert meetings. 21—24 June 1982. Stockholm, 1982.
- Wright R. F., Harriman R., Henriksen A. et al. Acid lakes and streams in the Galloway area, southwestern Scotland // *Ecological impact of acid precipitation: Proc. of an international conf.* Sandefjord, 1980.

ЖДА 582.26 : 582.4

О МНОГОЛЕТНЕЙ МОРФОЛОГИЧЕСКОЙ ИЗМЕНЧИВОСТИ НЕКОТОРЫХ ПРЕДСТАВИТЕЛЕЙ ЦЕНТРИЧЕСКИХ ДИАТОМОВЫХ ВОДОРΟΣЛЕЙ

© 1997 С. И. Генкал

Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанова РАН,
152742, пос. Борок, Ярославская обл., Некоузский р-н

Приводятся результаты изучения многолетней морфологической изменчивости панциря у широко распространенных диатомовых водорослей *Cyclotella stelligera*, *Stephanodiscus hantzschii* и *S. minutulus*. Выявлены характер и масштабы изменчивости комплекса основных структурных элементов панциря. Показано, что многолетняя изменчивость как по отдельным признакам, так и комплексу в целом превышает сезонную.

Ключевые слова: диатомовые водоросли, *Cyclotella stelligera*, *Stephanodiscus hantzschii*, *S. minutulus*, морфология панциря, многолетняя изменчивость.

Results of investigations of long-term morphological variability of frustule in widely-distributed centric diatom algae *Cyclotella stelligera*, *Stephanodiscus hantzschii* and *S. minutulus* are presented. Character and variability range of a complex of the main frustule structural elements have been revealed. It is shown that long-term variability exceeds seasonal one according to separate features and the whole complex as well.

Key words: diatoms, *Cyclotella stelligera*, *Stephanodiscus hantzschii*, *S. minutulus*, frustule morphology, long-term variability.

Введение

Литературные данные по многолетней изменчивости панциря центрических диатомовых водорослей немногочисленны и касаются только диаметра створки. Согласно анализу литературы (Hutchinson, 1967), в течение ряда лет у некоторых пресноводных видов из *Melosira*, *Cyclotella* и *Stephanodiscus* отмечено уменьшение средних размеров панциря с последующим его восстановлением через аукоспорообразование. Последнее может иметь место летом, но чаще встречается в зимний период. Для отдельных морских *Centrophyceae* выявлена сложная размерная структура популяций (Кустенко, 1991).

Материал и методика

Материалом для наших исследований послужили многолетние сборы фитопланктона на Рыбинском водохранилище (1973, 1974, 1979, 1982 гг.) и его притоке — р. Шумаровке (1979—1981 гг.). Сжигание органической части клеток при подготовке водорослей для электронной микроскопии проводили по известной методике (Балонов, 1975). Для изучения створок использовали трансмиссионный электронный микроскоп Н-300. Структурные элементы створки измеряли общепринятыми способами (Анопутов, 1975) и по разработанным нами методикам (Генкал, 1977, 1978, 1993).

Результаты

Нами была изучена многолетняя изменчивость комплекса основных морфологических признаков у 3 широко распространенных представителей *Centrophyceae*:

Суммарная многолетняя изменчивость *Cyclotella stelligera* из р. Шумаровки

Признак	Лимиты						
	L	M	CV	K	$\frac{M_{\max}}{M_{\min}}$	$\frac{CV_{\max}}{CV_{\min}}$	$\frac{L_{\max}}{L_{\min}}$
D	2.9—10.8	5.3—8.8	17—37	2.3—3.7	1.6	2.1	3.7
$ЧШ^*$	16—50	22.1—30.8	12—26	1.6—2.7	1.3	2.1	3.1
$ЧШ$	12.7—29	16.5—22	9—20	1.5—2.0	1.3	2.2	2.2
$ЧВ$	2.3—5.4	2.8—3.4	11—19	1.5—2.2	1.2	1.7	2.3
$D_{\text{ши}}$	0.5—6.9	2.3—4.6	16—51	3—9	2.0	1.9	13.8
$KЗ$	0.3—0.9	0.4—0.6	13—22	2—3.5	1.5	1.6	3
B	1.82—4.29	2.90—3.52	11.2—17.1	1.5—2.2	1.2	1.5	1.4
P	0.34—0.78	0.46—0.61	10.7—21.7	1.5—2.0	1.3	2.0	2.2

Примечание: Здесь и в табл. 2—4: L — признак; M — среднее арифметическое значение; CV — коэффициент вариации; K — отношение максимального значения к минимальному. $ЧШ$ — число штрихов в 10 мкм, подсчитанное по: Гейскал, 1977; $ЧШ^*$ — число штрихов в 10 мкм, подсчитанное по: Алавутов..., 1975; $ЧВ$ — число выростов на створке. Обозначение штрихов см. на рис. 1.

Cyclotella stelligera Cleve et Grun., *Stephanodiscus minutulus* (Kütz.) Cleve et Müller и *S. hantzschii* Grun.

Cyclotella stelligera (рис. 1, табл. 1). Диапазоны изменчивости диаметра створки в многолетнем ряду отличались незначительно. В августе 1980 г. отмечены максимальные амплитуда этого признака и соответственно значений CV_D и K_D , а также вклад этой выборки в суммарную многолетнюю изменчивость. Разброс средних значений диаметра створки небольшой, за исключением июльского материала 1979 г., явной тенденции к уменьшению не наблюдалось. Основной вклад в суммарную многолетнюю изменчивость среднего значения D внесли сборы 1979 г. Диапазоны изменчивости расстояния между штрихами отличались незначительно и имелось некоторое их смещение в сторону меньших значений среди выборок 1979 г. Наибольший размах рассматриваемого признака и соответственно значений CV_P и K_P отмечался также в августовском материале 1980 г. Весенние сборы 1979 г. выделялись значительно меньшими средними значениями P , чем остальные в многолетнем ряду, и именно они внесли основной вклад в суммарную многолетнюю изменчивость этого показателя. Диапазоны изменчивости расстояния между краевыми выростами и значения величин CV и K_B отличались незначительно, за исключением августовской выборки 1980 г. Наблюдалось также смещение этого признака в июльской пробе 1979 г. в многолетнем ряду в сторону больших величин, и здесь основной вклад в суммарную многолетнюю изменчивость средних величин B внес также материал 1979 г. Многолетняя изменчивость диаметра центрального поля створки и ее краевой зоны была аналогична изменчивости расстояния между краевыми выростами.

Stephanodiscus minutulus (рис. 2, табл. 2, 3). Диапазоны изменчивости диаметра створки и его средние значения отличались незначительно, за исключением выборки 1973 г. из Рыбинского водохранилища. Последняя выделялась небольшими амплитудами D и значительно меньшей величиной среднего значения признака в ряду многолетней изменчивости в Рыбинском водохранилище. Наибольшие величины CV_D и K_D были характерны для сборов из р. Шумаровки (1979 г.) и Рыбинского водохранилища (1974 г.). Как следует из рис. 3, диапазоны изменчивости D и значения средних величин признака из материала по Рыбинскому водохранилищу по сравнению с таковыми р. Шумаровки были несколько смещены в сторону больших значений.

Наибольший вклад в суммарную многолетнюю изменчивость D из р. Шумаровки внесли выборки 1979 г. Явных тенденций к уменьшению средней величины D не

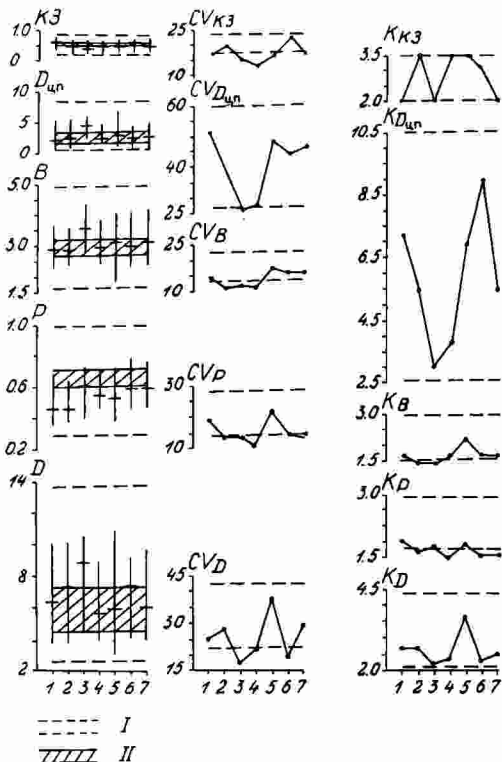


Рис.1. Многолетняя изменчивость признаков *Cyclotella stelligera* (р. Шумаровка).

По оси ординат: D — диаметр створки, мкм; P — расстояние между штрихами, мкм; B — расстояние между краевыми выростами, мкм; $D_{цп}$ — диаметр центрального поля створки, мкм; K_3 — краевая зона створки $\frac{D - D_{цп}}{D}$; CV — коэффициент вариации признака, %; K — отношение максимального значения признака к минимальному в выборке.

По оси абсцисс — выборки: 1 — 25 V 1979 г., 2 — 6 VI 1979 г., 3 — 29 VII 1979 г., 4 — 20 VI 1980 г., 5 — 1 VII 1980 г., 6 — 22 V 1981 г., 7 — 7 VI 1981 г.

Здесь и на рис. 2, 3: I — диапазоны сезонной изменчивости признаков, II — диапазоны изменчивости среднего значения признаков (Рыбинское водохранилище, 1982). Вертикальные линии — лимиты признака, горизонтальные — его среднестатистическое значение.

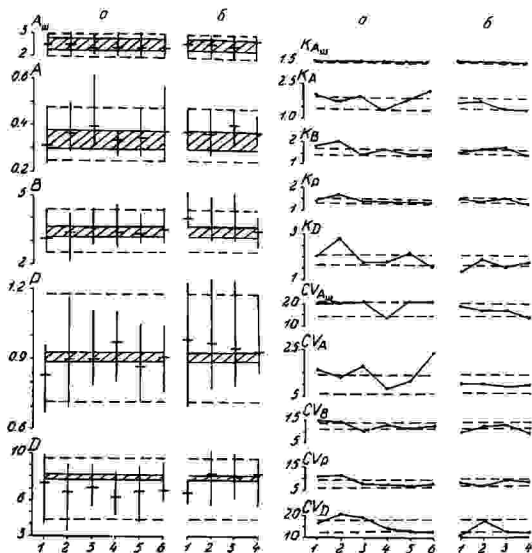


Рис. 2. Многолетняя изменчивость признаков *Stephanodiscus minutulus* (р. Шумаровка (а) и Рыбинское водохранилище (б)).

По оси ординат: A — расстояние между ареолами в штрихе, мкм; A_w — число ареол на конце штриха. Остальные обозначения те же, что и на рис. 1.

По оси абсцисс — выборки р. Шумаровки (1 — 14 V 1979 г., 2 — 6 VI 1979 г., 3 — 27 V 1980 г., 4 — 13 VIII 1980 г., 5 — 22 V 1981 г., 6 — 7 VI 1981 г.) и Рыбинского водохранилища (1 — 1973, 2 — 1974, 3 — 1979, 4 — 1982 гг.).

наблюдалось. Диапазоны изменчивости расстояния между штрихами различались незначительно. Наибольшую амплитуду D имели сборы 1979 г. из р. Шумаровки и Рыбинского водохранилища и соответствующие им максимальные значения CV_p и K_p . Наблюдалось смещение диапазонов изменчивости P и его среднего значения в майском материале 1979 г. из р. Шумаровки. Можно отметить совпадение пределов и средних значений P в многолетней изменчивости в р. Шумаровке и Рыбинском водохранилище. Диапазоны изменчивости расстояния между краевыми выростами в многолетних рядах отличались незначительно и максимальные лимиты наблюдались, как и в предыдущем случае, в июньской выборке 1979 г. из р. Шумаровки и в выборке за этот же год из Рыбинского водохранилища. Для этих сборов были характерны максимальные значения CV_b и K_b . Вместе с тем имело место смещение диапазона изменчивости B и его среднего значения в материале из Рыбинского водохранилища за 1973 г. При сравнении многолетних рядов изменчивости B в этих водоемах можно отметить некоторое смещение пределов признака в большую сторону в выборках из Рыбинского водохранилища. В многолетнем ряду изменчивости расстояния между ареолами в штрихе в сборах из р. Шумаровки прослежи-

Суммарная многолетняя изменчивость *Stephanodiscus minimus* из р. Шумаровки

Признак	Лимиты						
	<i>L</i>	<i>M</i>	<i>CV</i>	<i>K</i>	$\frac{M_{\max}}{M_{\min}}$	$\frac{CV_{\max}}{CV_{\min}}$	$\frac{L_{\max}}{L_{\min}}$
<i>D</i>	3.3—9.4	6.3—7.5	12—19	1.5—2.7	1.1	1.5	2.9
<i>ЧШ</i> ^a	12—20	14.6—16.1	5—14	1.2—1.6	1.1	2.8	1.6
<i>ЧШ</i>	8.6—14.9	10.2—12	7—13	1.3—1.6	1.1	1.8	1.7
<i>ЧА</i>	17.2—46.1	29.0—35.8	9—19	1.4—2.5	1.2	2.1	2.6
<i>ЧВ</i>	2.1—4.8	2.7—3.1	11—17	1.4—2.0	1.1	1.5	2.2
<i>A_ш</i>	2—3	2.4—2.5	13—20	1.5	1.0	1.5	1.5
<i>A</i>	0.23—0.62	0.31—0.40	8.8—23.6	1.4—2.1	1.2	2.6	2.6
<i>B</i>	2.07—4.64	3.19—3.67	10—14.7	1.4—2.0	1.1	1.4	2.2
<i>P</i>	0.67—1.15	0.83—0.97	6.8—11.1	1.3—1.6	1.1	1.6	1.7

Примечание. Здесь и в табл. 3, 4 обозначение признаков см. на рис. 2. ЧА (шесть и в табл. 3—5) — число арте...

вались сильные колебания в размерах диапазонов, особенно в 1980 г. Именно эти материалы внесли основной вклад в суммарную многолетнюю изменчивость *A* в р. Шумаровке. В отличие от других признаков максимальные значения *CV_A* и *K_A* здесь были характерны для июньской выборки 1981 г. Сравнение многолетних рядов изменчивости *A* в этих водоемах показывает их совпадение как по диапазонам, за некоторым исключением, так и по средним значениям. Что касается числа артео на конце штриха, то диапазоны изменчивости и средние значения признака были близки и находились в пределах многолетних рядов из р. Шумаровки и Рыбинского водохранилища.

Stephanodiscus hantzschii (рис. 3, табл. 4). Диапазоны изменчивости диаметра створки практически совпадали, за исключением майской выборки 1981 г., в которой этот признак варьирует в меньшей степени. Наибольшие пределы изменчивости *D* были характерны для майского материала 1979 г. и соответственно ей присущи максимальные значения *CV_D* и *K_D*. Основной вклад в суммарную многолетнюю изменчивость внесли сборы 1979 г. Уменьшения среднего значения *D* в многолетнем ряду не прослеживалось. Диапазоны изменчивости расстояния между штрихами значительно варьировали; наибольший размах был характерен также для материалов

Таблица 3

Суммарная многолетняя изменчивость *Stephanodiscus minimus* из Рыбинского водохранилища

Признак	Лимиты						
	<i>L</i>	<i>M</i>	<i>CV</i>	<i>K</i>	$\frac{M_{\max}}{M_{\min}}$	$\frac{CV_{\max}}{CV_{\min}}$	$\frac{L_{\max}}{L_{\min}}$
<i>D</i>	5.4—10.3	6.6—8.3	8—16	1.3—1.8	1.2	2.0	1.9
<i>ЧШ</i> ^a	10—16	13.4—14.2	7—8	1.3—1.6	1.0	1.1	1.6
<i>ЧШ</i>	7.9—12.6	10.1—10.5	7—8	1.4—1.5	1.0	1.1	1.0
<i>ЧА</i>	23.5—40.7	27.3—29.8	10—12	1.4—1.7	1.0	1.2	1.2
<i>ЧВ</i>	1.8—3.6	2.4—2.8	9—12	1.5—1.7	1.1	1.3	2.0
<i>A_ш</i>	2—3	2.6—2.8	14—18	1.5	1.0	1.2	1.5
<i>A</i>	0.27—0.48	0.37—0.41	9.7—10.8	1.4—1.7	1.1	1.1	1.7
<i>B</i>	2.73—5.33	3.50—4.03	9.9—12.6	1.5—1.7	1.1	1.2	1.9
<i>P</i>	0.78—1.25	0.93—0.98	7.2—9.4	1.4—1.5	1.0	1.3	1.6

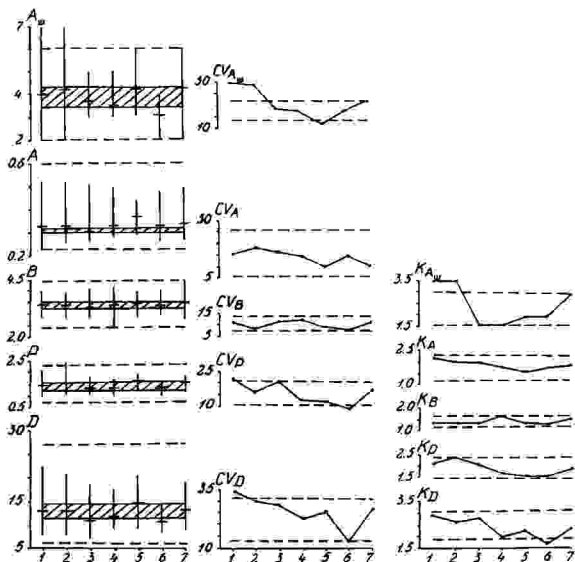


Рис.3. Многолетняя изменчивость признаков *Stephanodiscus hantzschii* (р. Шумаровка).

По оси абсцисс — выборки: 1 — 29 V 1979 г., 2 — 6 VI 1979 г., 3 — 6 VII 1979 г., 4 — 8 VI 1980 г., 5 — 1 VIII 1980 г., 6 — 22 V 1981 г., 7 — 21 VI 1981 г. Остальные обозначения те же, что и на рис. 1, 2.

Таблица 4

Суммарная многолетняя изменчивость *Stephanodiscus hantzschii* из р. Шумаровки

Признак	Лимиты						
	L	M	CV	K	$\frac{M_{\max}}{M_{\min}}$	$\frac{CV_{\max}}{CV_{\min}}$	$\frac{L_{\max}}{L_{\min}}$
D	6.3—22.4	10.6—14.5	12—34	1.7—2.9	1.3	2.8	3.5
ЧШ*	5—14	8.2—10.3	10—23	1.7—2.4	1.2	2.3	2.8
ЧШ	4.1—10.9	6.3—7.9	10—21	1.6—2.4	1.2	2.1	2.6
ЧА	15.7—45.1	28.9—34.1	11—15	1.5—2.4	1.1	1.3	2.8
ЧВ	2.1—4.0	2.8—4.0	8—12	1.4—1.7	1.0	1.5	1.9
Aш	2—7	3.1—4.3	12—31	1.6—3.5	1.3	2.5	3.5
A	0.23—0.52	0.31—0.37	10.8—18.1	1.6—2.2	1.1	1.6	2.2
B	2.48—4.65	3.26—3.52	8.6—12.3	1.4—1.7	1.0	1.4	1.8
P	0.92—2.42	1.30—1.58	9.1—21.6	1.6—2.4	1.2	2.3	2.6

Обобщенное расстояние Махлингобиса между
изученными выборками центральных дватомных волорослей
(многолетняя изменчивость)

Номер выборки	2	3	4	5	6	7
<i>Cyclotella stelligera</i> (D, ЧШ, ЧВ, КЗ)						
р. Шумаровка						
1	5.9	18.6	10.8	14.0	14.5	5.8
2		13.2	6.4	2.4	27.2	13.7
3			15.1	8.0	35.5	15.8
4				3.1	12.1	2.4
5					25.6	8.1
6						8.7
<i>Stephanodiscus minutulus</i> (D, ЧШ, ЧА, ЧВ, А _ш)						
р. Шумаровка						
1	1.7	22.9	17.2	1.2	6.2	
2		1.6	5.4	0.2	1.5	
3			3.3	3.5	0.9	
4				3.1	6.5	
5					0.8	
<i>S. minutulus</i> (D, ЧШ, ЧА, ЧВ)						
Рыбинское водохранилище						
1	12.4	3.5				
2		0.9				
<i>S. hantzschii</i> (D, ЧШ, ЧА, А _ш)						
р. Шумаровка						
1	0.17	1.11	0.9	2.1	4.8	1.0
2		1.3	0.6	2.3	6.1	0.2
3			0.4	6.2	1.9	1.0
4				5.0	0.8	1.1
5					15.6	0.6
6						8.5

Примечание. В скобках указаны признаки, которые использовались при вычислении расстояния. Номера выборок соответствуют таковым на рис. 1—3.

1979 г., которые и внесли основной вклад в суммарную многолетнюю изменчивость. Средние значения P в многолетнем ряду различались незначительно. Лимиты расстояния между крайними выростами варьировали, но заметных смещений выборок относительно друг друга не наблюдалось. Наибольшие пределы B , как и максимальные значения CV_B и K_B , были характерны для июньской пробы 1980 г. Диапазоны изменчивости расстояния между ареолами в штрихе в основном совпадали. Небольшой амплитудой признака здесь выделялась выборка, взятая в августе 1980 г., и для нее же было характерно максимальное значение средней величины A . Наибольшие пределы изменчивости признака и максимальное значение K_A наблюдались в майской пробе 1979 г., которые и внесли основной вклад в суммарную многолетнюю изменчивость. Лимиты числа ареол на конце штриха в многолетнем ряду варьировали

в значительной степени, но наибольшие пределы и максимальные значения $CV_{A_{\text{м}}}$ и $K_{A_{\text{м}}}$ наблюдались в материалах 1979 г. Обращают на себя внимание сборы 1981 г., которые существенно различались как по размаху изменчивости $A_{\text{м}}$, так и средним значениям признака, которые и внесли основной вклад в суммарную многолетнюю изменчивость.

Расчеты величин обобщенного расстояния Махаланобиса между временными выборками при использовании всего комплекса признаков показали, что они находятся в пределах 2.4—35.5 для *Cyclotella stelligera*, 0.2—22.9 для *Stephanodiscus minutulus*, 0.1—15.6 — для *S. hantzschii* из р. Шумаровки и 0.9—12.4 для *S. minutulus* из Рыбинского водохранилища (табл. 5).

Обсуждение

По нашим данным, уменьшения среднего диаметра створки у изученных таксонов в течение исследуемого периода не наблюдалось. Возможно, это связано с тем, что длительность периода наших наблюдений оказалась недостаточной для выявления такой тенденции. Аукоспорообразование нами также не было отмечено, хотя по литературным данным, по крайней мере для *S. hantzschii*, аукоспоры известны (Козыренко и др., 1992). Отсутствие аукоспор у последнего, возможно, связано с тем, что аукоспорообразование чаще имеет место в зимний период (Кожова и др., 1982; Round, 1982, и др.). По данным Н. Г. Кустенко (1987а, 1987б), периоды укрупнения клеток морских центрических диатомей, связанные с половым воспроизведением, совпадают с моментами интенсивной вегетации водорослей в планктоне. По данным этого же исследователя, морфологическое состояние клеток у морских представителей *Centrophyceae* в клонковых культурах было наиболее разнообразным в репродуктивную стадию. В этот период в суспензии водорослей присутствуют мелкие клетки материнской генерации, половые клетки (гаметы), аукоспоры и крупные клетки новой генерации, образовавшиеся из аукоспор (Кустенко, 1991). Для морских центрических диатомовых водорослей отношение диаметра створки молодых клеток из аукоспор к диаметру материнских варьирует от 1.3 до 7.2, причем размер материнских клеток близок или совпадает с минимальным для изученных таксонов (Рошин, 1973, 1976, 1986; Кустенко, 1978, 1981, 1987а, 1987б, 1991, и др.). Необходимо отметить, что крайние значения этих отношений характерны для крупноклеточных морских водорослей диаметром 150—250 мкм. Для меньших по размерам пресноводных *Centrophyceae* (до 30—60 мкм) это отношение находится в диапазоне 2—4 (Скабичевский, 1960; Rao, 1978; Round, 1982). Мы собирали материал в периоды, включающие весенние и осенние пики максимального развития водорослей, и в наших временных выборках это отношение варьировало от 1.3 до 3.7, а в целом по таксонам (суммарная многолетняя изменчивость) находилось в пределах 1.9—3.7. Эти данные говорят о том, что большая часть фенотипической изменчивости была нами зафиксирована.

Сравнительный анализ многолетней и сезонной изменчивости (Генкал, 1990) показал, что диапазоны изменчивости признаков у *Cyclotella stelligera* не выходят за пределы сезонной изменчивости, а для большинства признаков у *Stephanodiscus hantzschii* и *S. minutulus* нередко наблюдалась противоположная картина (рис. 1—3). Средние значения признаков у всех изученных таксонов часто «выскакивали» за пределы зоны сезонной изменчивости, а в отдельных случаях весь многолетний ряд входил вне ее (рис. 1.2). Возможно, последнее обусловлено тем, что сезонная и многолетняя изменчивость изучались на разных водоемах. Значения CV и K в ряде случаев также выходили за пределы зоны сезонных значений. Величины обобщенного расстояния Махаланобиса, рассчитанные нами для многолетней изменчивости, оказались в целом больше, чем таковые для сезонной. По нашим данным, величины расстояния в течение сезона варьировали у *Cyclotella stelligera* от 0.3 до 13.7, у *Stephanodiscus minutulus* — от 0.1 до 0.8 и у *S. hantzschii* — от 0.1 до 7.5.

Заключение

Многолетнее исследование морфологии панциря диатомовых водорослей в сборах фитопланктона позволило установить характер и масштабы изменчивости комплекса основных диагностических признаков у отдельных представителей *Centrophyceae*. Не выявлено каких-либо тенденций в изменчивости размера панциря и других структурных элементов створки. Вместе с тем установлено, что многолетняя изменчивость как по отдельным признакам, так и комплексу в целом превышает сезонную. Полученные результаты необходимо учитывать при проведении флористических, гидробиологических и особенно систематических исследований. Именно при описании новых таксонов необходимо указывать весь диапазон морфологической вариативности основных структурных элементов панциря, а это возможно лишь при изучении многолетней изменчивости водорослей.

Выражаю свою признательность за предоставленные материалы В. Г. Девяткину и Г. В. Кузьмину.]

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Балонин И. М. Подготовка диатомовых и золотистых водорослей к электронной микроскопии // Методика изучения биогенеза и внутривидовых изменений. М., 1975.
- Генкин С. И. К методике подсчета некоторых таксономически значимых структурных элементов створки у диатомовых водорослей сем. *Thalassiosiraceae* Lebour. emend. Hasle (*Bacillariophyta*) // Ботан. журн. 1977. Т. 62.
- Генкин С. И. К методике подсчета ареол на створках представителей класса *Centrophyceae* (*Bacillariophyta*) // Ботан. журн. 1978. Т. 63.
- Генкин С. И. Морфология панциря центрических диатомей: аспекты сезонной изменчивости // Флора и продуктивность пелагических и литоральных фитопланктонов водоемов бассейна Волги. Л., 1990.
- Генкин С. И. Внутривидовая изменчивость пресноводных диатомовых водорослей класса *Centrophyceae*: Автореф. дис... докт. биол. наук. СПб., 1993.
- Кожов О. М., Шастина Н. А., Каплина Г. С. Размерные характеристики *Melosira islandica* subsp. *helvetica* O. Müll. из озера Байкал // Гидробиол. журн. 1982. Т. 18, № 1.
- Козыренко Г. Ф., Куреевич Г. К., Лозинова Л. П. и др. *Stephanodiscus* Ehr. // Диатомовые водоросли СССР (неканонические и современные). СПб., 1992. Т. 2, вып. 2.
- Кузнецко Н. Г. Образование крупных клеток у колонных диатомей *Melosira moniliformis* // Биология моря. Владивосток, 1978. № 5.
- Кузнецко Н. Г. Жизненный цикл и особенности аукоспорообразования у диатомовой водоросли *Achnanthes ehrenbergii* Ralfs. в культуре // Биология моря. Владивосток, 1981. № 2.
- Кузнецко Н. Г. Динамика размерной структуры популяции диатомовой водоросли *Skeletonema costatum* (Grev.) Cl. в планктоне // Океанология. 1987а. Т. 27.
- Кузнецко Н. Г. Об основных особенностях размножения центрической диатомовой водоросли *Coscinodiscus gigas* Ehr. в культуре и в море // Науч. доклады высш. школы. Биол. науки. 1987б. № 11.
- Кузнецко Н. Г. Влияние стрессовых факторов среды на размножение диатомовых водорослей. Киев, 1991.
- Рошан А. М. О характере укрупнения клеток *Coscinodiscus gigas* Gough. // Науч. доклады высш. школы. Биол. науки. 1973. № 5.
- Рошан А. М. Сезонные изменения структурной популяции диатомовой водоросли *Coscinodiscus gigas* A. S. в Карадзаской бухте Черного моря // Биология моря. Владивосток, 1976. № 39.
- Рошан А. М. Рост и производство диатомовой водоросли *Melosira moniliformis* // Биология моря. Владивосток, 1986. № 6.
- Склябчевский А. П. Планктонные диатомовые водоросли пресных вод СССР. М., 1960.
- Antonopoulos. Proposals for a standardization of diatom terminology and diagnoses // Nova Hedwigia. 1975. Bei. 53.
- Hutchinson G. E. A treatise on limnology. Introduction to lake biology and the limnoplankton. New York, 1967. Vol. 2.
- Rao V. N. R. Size dependent behaviour of the diatom *Cyclotella meneghiniana* // Curr. Sci. 1978. Vol. 47.
- Round F. E. Auxospore structure, initial valves and the development of populations of *Stephanodiscus* in Farnham Reservoir // Ann. Bot. 1982. Vol. 49.

УДК 582.538 + 504.33.054—034

**ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ В РАЗЛИЧНЫХ ОРГАНАХ СУСАКА
ЗОНТИЧНОГО (*BUTOMUS UMBELLATUS* L.)**

© 1997 Т. Ф. Микрякова

Институт биологии внутренних вод им. И. Д. Папанова РАН,
152742, пос. Борок, Ярославская обл., Некouzский р-н

Проведена сравнительная оценка содержания тяжелых металлов в различных органах сусака зонтичного в течение вегетационного периода. Выявлено, что распределение химических элементов в растении неравномерное, преобладание наблюдается в придаточных корнях. Максимальные уровни накопления отмечены для Fe и Mn.

Ключевые слова: тяжелые металлы, Рыбинское водохранилище, *Butomus umbellatus* L.

A comparative assessment of heavy metals content in different organs of *Butomus umbellatus* L. was made during vegetation period. The distribution of chemical elements is found to be uneven, prevailing in adventitious roots. The maximum levels of heavy metals accumulations were registered for Fe and Mn.

Key words: heavy metals, Rybinsk reservoir, *Butomus umbellatus* L.

Введение

Микроэлементный состав большинства видов высших водных растений изучен слабо. Особый интерес представляет содержание в макрофитах химических элементов, относящихся к тяжелым металлам, которые в небольших количествах играют важную роль в процессах метаболизма.

Материал и методики

Исследовался один из представителей прибрежно-водных растений — сусак зонтичный *Butomus umbellatus* L. Это крупное, высотой до 150 см, многолетнее растение с длинным и толстым корневищем, выполняющим роль запасного органа и несущего на нижней стороне многочисленные придаточные корни, основная функция которых поглощать из внешней среды воду и растворенные в ней вещества. Широко распространенный вид с широкой экологической амплитудой. Предпочитает свободные от других растений мелководья с песчаными и песчано-илистыми грунтами и глубиной воды до 40—60 см, но нередко встречается как на сырых лугах, так и в местообитаниях с глубиной воды до 160 см.

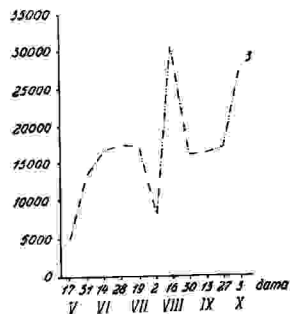
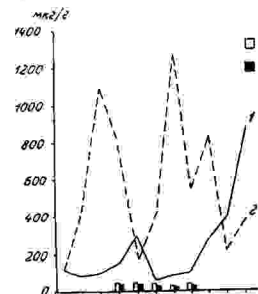
Цель настоящей работы — определение микроэлементного состава различных органов растения и выявление его сезонной динамики.

Наблюдения проводили на Рыбинском водохранилище с 17 мая по 3 октября 1993 г. в районе с. Глебово на мелководном участке Волжского плеса, не подверженном загрязнению. Через каждые 2—3 нед растения выкапывали, тщательно отмывали от различных взвесей и грунта, разделяли по органам: лист, корневище, придаточные корни, цветы (с момента их появления) и цветоносы. Затем пробы высушивали, озоляли и после обработки кислотой анализировали на атомно-абсорбционном спектрофотометре ААС-3 (Britske, 1982).

Результаты

Результаты анализа показали наличие всех определяемых химических элементов (Mn, Fe, Zn, Cu, Ni, Pb, Co, Cr, Cd) во всех органах, однако их содержание и распределение зависело от физиологической необходимости каждого элемента для организма. Доминирующими оказались наиболее жизненно важные для растения, активно участвующие в окислительно-восстановительных процессах Fe и Mn (рис. 1; 2, а). Максимальное содержание обоих элементов было определено в придаточных корнях: Mn — 2900 мкг/г (рис. 2, а), Fe — 30 920 мкг/г (рис. 1). В остальных органах их концентрация была значительно ниже и существенно различалась по распределению в растении. Fe преобладал в корневище, но уровень его в течение сезона редко колебался (от 110 до 1267 мкг/г). Максимумы концентраций приходились на 14 июня (1098 мкг/г), 16 августа (1267 мкг/г) и 13 сентября (835 мкг/г). Листья по содержанию железа значительно уступали корневищу (рис. 1) и лишь в сентябре его содержание в них постепенно увеличилось до 866 мкг/г. Меньше всего железа было в цветах и цветоносе и уровень его не менялся в течение всего сезона.

Марганец в отличие от железа больше накапливался в листьях, увеличиваясь к середине лета до 815 мкг/г и снижаясь почти вдвое к концу августа, после чего



уровень Mn снова повышался, составляя 1587 мкг/г к концу сезона (рис. 2, а). В корневище в течение мая и июня значительных изменений содержания Mn не произошло. В середине июля и августа наблюдалось незначительное увеличение его концентрации. Максимум (621 мкг/г) отмечался 3 октября. Различались по содержанию марганца и репродуктивные органы. В цветоносе концентрация элемента подвергалась значительным колебаниям, тогда как в цветах с минимума (89 мкг/г) в начале цветения она постепенно увеличивалась (до 509 мкг/г) к моменту отцветания.

Для растения не менее важен еще один элемент — Zn, постоянно присутствующий в тканях растений в количествах не менее 10 мкг/г сухого вещества. В определяемых образцах сусака, как и в случае с Mn и Fe, самое высокое содержание Zn обнаружено в придаточных корнях, где его величины характеризовались большей сезонной вариабельностью (рис. 2, б). С конца мая шло стремительное нарастание концентрации Zn, в середине лета наблюдалось 2 ее максимальных значения (270,3 и 313,3 мкг/г), а к концу августа — падение до весенних значений (рис. 2, б). Среди других органов по величине накопления Zn выделялись цветы (50 мкг/г — в начале и 23,6 мкг/г — в конце цветения). Самыми бедными цинконо-

Рис. 1. Содержание железа в различных органах сухих зонтичного.

1 — лист, 2 — корневище, 3 — придаточные корни; I — листья, II — цветонос

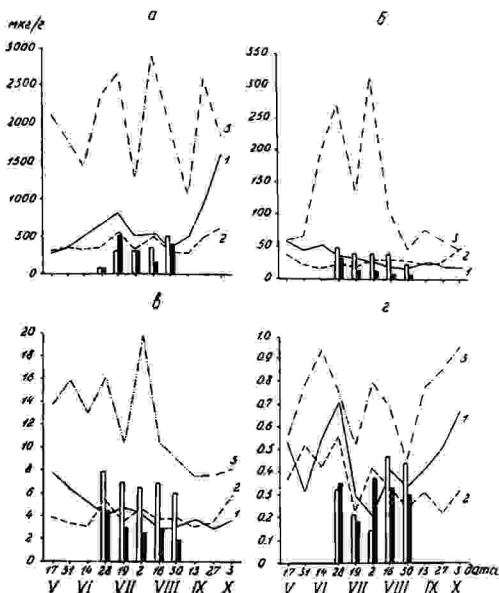


Рис. 2. Содержание марганца (а), цинка (б), меди (в), кадмия (г) в различных органах сусака зонтичного.

Обозначения те же, что и на рис. 1.

сителями оказались цветonoсы (30 и 6,3 мкг/г соответственно в начале и конце цветения). Содержание цинка в листьях и корневище незначительно менялось от весны к осени, при этом в первую половину сезона цинк преобладал в листьях, а во вторую — в корневище. В листьях максимальные концентрации элемента отмечены весной, в корневище — осенью, что свидетельствует о резервировании Zn в корневищах.

Потребность растения в других химических элементах, таких как Cu, Ni, Pb, Cr, Co, значительно ниже, и их концентрации в целом не превышали 10 мкг/г сухого вещества, причем в надземных органах содержание тяжелых металлов было гораздо ниже, чем в подземных (Лукина, Смирнова, 1988; Bosserman, 1985; Guilizzoni, 1991). Такая закономерность свойственна и для сусака. При этом особенно высоким содержанием металлов выделялись придаточные корни. В последних для всей этой группы элементов характерны значительные сезонные колебания концентраций, но даже минимальные их величины превышали средние значения таковых в других органах (рис. 2, а; 3). Меди, никеля и хрома в корнях было больше ранней весной, но содержание меди постепенно снижалось к осени, а содержание хрома и никеля повышалось в августе—сентябре. На данный период приходилось увеличение и

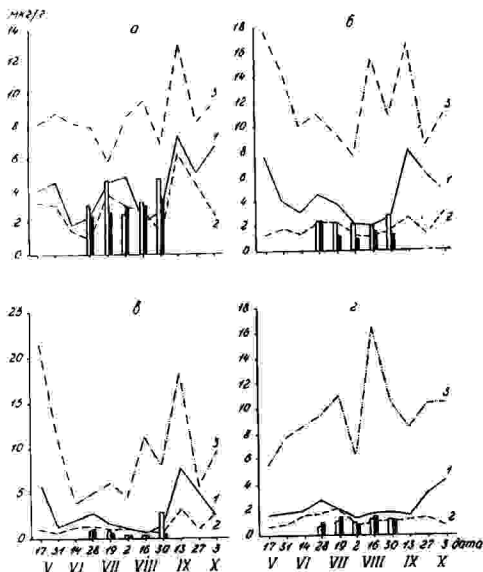


Рис. 3. Содержание свинца (а), никеля (б), хрома (в), кобальта (г) в различных органах сусака зонтичного.

Обозначения те же, что и на рис. 1.

концентрации свинца, у кобальта это увеличение наблюдалось только в августе. В более поздние сроки количество всех этих металлов уменьшалось.

Каковы же особенности распределения указанных микроэлементов в других органах в течение сезона? Как и в придаточных корнях, уровень меди во всех других органах был больше весной и падал к осени, но в октябрьских пробах отмечалась тенденция к накоплению его в корневище (рис. 2, в). Богаты медью соцветия, где содержание элемента достигало 8.0 мкг. Свинец в сусаке распределялся равномерно. Незначительные колебания с повышением содержания элемента в мае, июле и сентябре были характерны для всех органов и только в цветоносе уровень его был постоянным (рис. 3, а). Для Ni и Cr прослеживалась общая картина как в характере динамики сезонной аккумуляции, так и в распределении по органам. Кроме корней, высокое содержание обоих элементов наблюдалось в листьях, при этом наибольшие значения их концентраций были ранней весной и в сентябре (рис. 3, б, в). Содержание кобальта в листьях было значительно ниже, чем предыдущих элементов; максимальное его количество, определенное в конце вегетации, составило 4.3 мкг (рис. 3, г).

Кальций принадлежит к числу опасных элементов, его избыток приводит к замещению им Zn во многих жизненно важных ферментативских реакциях, обуслов-

дивая их разрыв или торможение (Искра, Лишник, 1994). В незагрязненных и слабо загрязненных водоемах концентрация кадмия составляет 0.01—0.5 мкг/г (Мооре, Kalamoorthey, 1987). Для высшей водной растительности величина кадмия, как правило, не превышает 1 мкг/г (Микрякова, 1990). То же самое наблюдается и для сусака. Равно как и всех других элементов, его больше всего обнаружено в придаточных корнях с минимумом (0.45 мкг/г) 30 августа и максимумом (1.0 мкг/г) 3 октября (рис. 2, г). В других органах он распределялся неравномерно: в одни сроки преобладал в листьях (28 июня и 3 октября), в другие — в корневищах (31 мая и 2 августа) и цветах (16 августа). В пик вегетации содержание Cd не превышало 0.40 мкг, а поздней осенью намечалось увеличение его количества во всех частях растения.

Обсуждение

Растительной клетке присуща способность активно поглощать определенные вещества, наиболее необходимые для ее жизнедеятельности. Избирательность по отношению к отдельным химическим элементам зависит от физиологических особенностей растения и определяет видовую специфику этого процесса (Лукина, Смирнова, 1988). Воздушно-водные растения, в том числе и сусак, в первую очередь накапливают элементы в подземных органах (Смирнова, 1987). Дальнейший транспорт и перемещение внутри растения зависит от биологической функции химического элемента, его физиологической активности в процессах метаболизма и от химических свойств самого элемента. Количественная величина распределения металлов в различных органах не является постоянной, она меняется в довольно широких пределах, особенно для таких жизненно важных элементов, как Mn, Fe, Zn. По данным Т. Озимек (Ozimek, 1985), Mn и Cu являются легко подвижными и хорошо транспортируются в различные органы, поэтому их содержание сильно варьирует в течение года. Cr малоподвижен, так как образует высокомолекулярные соединения и аккумулируется чаще в старых растительных частях, чем и объясняется его увеличение в конце вегетационного сезона. На сезонные колебания Cu и Mn в растительной биомассе указывает и К. Дрбал (Drbal, 1991), содержание же Pb, Cd и Co в целом постоянно. Исследования, проведенные Р. Боссерманом (Bossertman, 1985) на 8 видах макрофитов, свидетельствуют о низкой концентрации многих элементов в цветах. Им также показано, что содержание Zn и Cu в них у одних растений высокое, у других, наоборот, низкое. П. Гуллизони (Guilizzoni, 1991) отмечает, что концентрация элементов изменяется по сезонам — наивысшая в холодное время, она быстро снижается в период максимального роста. Стебли растений обычно бедны микроэлементами, а соцветия богаты Cu. Обширный литературный материал, собранный Д. Диксевой и И. А. Петровой (1983), показывает зависимость содержания минеральных элементов от среды обитания макрофитов, в связи с чем сравнительный анализ данных даже одного вида представляется затруднительным.

Заключение

Сусак зонтичный содержит все изучаемые тяжелые металлы во всех органах. Основная аккумуляция элементов обнаружена в придаточных корнях. Наивысшие уровни накопления характерны для железа и марганца с большей вариабельностью в течение всего сезона. В надземных частях растения количество марганца преобладает над железом, в подземных — наоборот. Предположение активного поглощения металлов в начале ростового периода, когда активизируются все метаболические процессы, судя по нашим данным, не оправдалось. Совершенно очевидно для этого времени снижение концентраций Cu, Ni, Pb и Cr, что, вероятно, происходит за счет распределения элементов во вновь образуемую биомассу. В пик вегетации (вторая половина июля—август, когда растения образуют максимальную надземную биомассу) у сусака отмечено повышенное содержание марганца и свинца в целом для растения,

увеличение других элементов наблюдалось в основном в придаточных корнях. Сезонная миграция каждого элемента в сусеке имеет свою картину. Металлы, которые плохо перемещаются в растениях (Cr, Co), не подвержены сезонной миграции и их уровни не испытывают значительных колебаний. Увеличение их содержания в придаточных корнях не сопровождается изменениями в остальных органах. Легко перемещающиеся металлы (Mn, Fe) вызывают резкие колебания уровней не только в корнях, но и в других частях растения.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Дикеев Д., Петров И. А. Химический состав макрофитов и факторы, определяющие концентрацию минеральных веществ в высших водных растениях // Гидробиологические процессы в водоемах. Л., 1983.
- Искри И. В., Линник П. И. Содержание и формы миграции кальция в водохранилищах Днепра // Гидробиол. журн. 1994. Т. 30, № 4.
- Лукин Л. Ф., Смирнова Н. Н. Физиология высших водных растений. Киев, 1988.
- Микрякова Т. Ф. Содержание тяжелых металлов в макрофитах Шекснинского плеса Рыбинского водохранилища // Биология внутренних вод: Информ. бюл. Л., 1990. № 87.
- Смирнова Н. Н. Особенности аккумуляции биогенных элементов, тяжелых металлов и некоторых хлорофитических пестицидов высшими водными растениями в Килийской дельте Дуная // Гидробиологические исследования Дуная и придунайских водоемов. Киев, 1987.
- Basserman R. W. Distribution of heavy metals in aquatic macrophytes from oketfonokee swamp // Heavy metals in water organisms. Budapest, 1985. Vol. 29.
- (Britsk M.) Брицке М. Атомно-абсорбционный спектрохимический анализ. М., 1982.
- Orbal K. Heavy metals in some parts of the ecosystems of surface waters of south Bohemia // Ecologia. 1991. Vol. 10, N 3.
- Guilizzoni P. The role of heavy metals and toxic materials in the physiological ecology of submersed macrophytes // Aquatic Botany 1991. N 41.
- (Moore J., Ramamoorthy S.) Мур Д., Рамамурти С. Тяжелые металлы в природных водах. М., 1987.
- Ozimek T. Heavy metals content in macrophytes from ponds supplied with Post-Sewage water // Heavy metals in water organisms. Budapest, 1985. Vol. 29.

УДК 595.132—19(28)

ФАУНА СВОБОДНОЖИВУЩИХ НЕМАТОД ВОДОЕМОВ
АРХИПЕЛАГА НОВАЯ ЗЕМЛЯ

© 1997 В. Г. Гагарин

Институт биологии внутренних вод им. И. Д. Павлова РАН,
152742, пос. Борок, Ярославская обл., Некouzский р-н

Исследован видовой состав нематод 10 различных водоемов: озер, рек, маленьких моховых водоемов и т. д., расположенных на Южном острове архипелага Новая Земля. Обнаружено 58 видов свободноживущих нематод, из них 8 — новые для науки. Приводятся описания и рисунки 2 новых видов: *Calcaridorylaimus arcticus* sp.n., *Tripyla dubia* sp.n., а также *Allodorylaimus uniformis* (Thorne, 1929) и неизвестные до этого самки вида *Mytonchulus gigas* Gagarin, 1993.

Ключевые слова: свободноживущие нематоды, новые виды, пресные водоемы, архипелаг Новая Земля. Fauna of nematodes from ten different freshwater bodies of Archipelago Novaya Zemlya have been studied, 58 free-living species have been determined, 8 — of them being new species. Descriptions and illustrations are given for new species: *Calcaridorylaimus arcticus* sp.n., *Tripyla dubia* sp.n. and *Allodorylaimus uniformis* (Thorne, 1929) and hitherto unknown female *Mytonchulus gigas* Gagarin, 1993.

Key words: free-living nematodes, new species, freshwater waterbodies, Archipelago Novaya Zemlya.

Введение

Свободноживущие нематоды водоемов Арктики и Субарктики изучены сравнительно слабо, хотя уже сейчас можно констатировать, что фауна их богата и разнообразна (Кузьмин, Гагарин, 1990). О свободноживущих нематодах архипелага Новая Земля известно из работы Г. Штейнера (Steiner, 1916). В пробах из мхов и мелких тундровых водоемов им обнаружено 27 видов этих червей.

Материал и методы

Исследования водоемов проводили в июле—августе 1995 г. на Южном острове архипелага. Обследованию были подвергнуты 10 водоемов. Небольшие тундровые озера (глубина 0.2—0.3 м, грунт — детрит и мох, слегка заиленные) обозначены в таблице под номерами 1, 2, 4, 7; мелкие реки (глубина 0.2—0.3 м, грунт — мелкие камешки, ил) — под номерами 5, 6, 10; 2 мелких моховых водоема типа тундровых луж — под номерами 8, 9. Во всех водоемах отобрали по одной пробе. Кроме того, одну пробу взяли в своеобразном искусственном водоеме (№ 3), образованном в результате заполнения следа вседохода водой. Пробы отбирали с берега водоема сачком, сшитым из газа с диаметром ячеек 0.08 мм, фиксировали 2—4 %-ным формалином. Определение и промеры червей проводили под микроскопом МБА-1А на временных глицериновых препаратах, подкрашенных метиленовой синькой. Препараты голотипов и паратипов новых видов (глицериновые, окантованные клеом БФ) хранятся в коллекции Института паразитологии РАН.

Видовой состав и численность нематод в пробах из обследованных водоемов

Виды	Номера водоемов									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Отр. Enoplida										
<i>Paramphidelus paramonovi</i> (Ellashvili, 1971)					1					
<i>P. sp.</i>					1					
<i>Rhabdolaimus terrestris</i> de Man, 1880				20						
<i>Prismatolaimus verrucosus</i> Hirschmann, 1952			16						18	
<i>Tripyla glomerans</i> Bastian, 1865				1	2		1	9		
<i>T. dubia</i> sp. n.										7
<i>Tobrilus gracilis</i> (Bastian, 1865)		7			1		5	1		
<i>T. brevisetosus</i> (Schneider, 1925)			1		4	1	3			1
<i>Eutobrilus grandipapillatus</i> (Brakenhoff, 1914)		42			8	1	14	2		2
<i>Epitobrilus allophysis</i> (Steiner, 1919)				1						1
Отр. Mononchida										
<i>Mononchus absconditus</i> (Tsalolichin, 1974)					5		8			
<i>M. truncatus</i> Bastian, 1865						1	1		1	
<i>Prionchulus muscorum</i> (Dujardin, 1845)			1	1	1					2
<i>Mylonchulus gigas</i> Gagarin, 1993			2							
Отр. Dorylaimida										
<i>Dorylaimus stagnalis</i> Dujardin, 1848					1					1
<i>Laimydrus finalis</i> Thorne, 1975							69		2	2
<i>L. pseudostagnalis</i> (Micoletzky, 1927)					1	1		1		
<i>Labronema loeffleri</i> Andrassy, 1978							2			
<i>Allodorylaimus lindbergi</i> Andrassy, 1960	2			83	58	4	17	214	29	7
<i>A. uniformis</i> (Thorne, 1929)*			8	16	2		9	34		
<i>Calcaridorylaimus arcticus</i> sp. n.				4	16					6
<i>Aporcelaimellus</i> sp. n.	1									
<i>Enchodelus macrodorus</i> (de Man, 1880)*					1			1		1
Отр. Monhysterida										
<i>Theristus flevensis</i> Schuurmans Stekhoven, 1935		1			3					
<i>Eumonhystera filiformis</i> (Bastian, 1865)*		3	1				9			
<i>E. vulgaris</i> (de Man, 1880)*					1					2
<i>E. dispar</i> (Bastian, 1865)	16			10	7		1			
<i>E. barbata</i> Andrassy, 1981		28	7	6	54	7	7	10	2	
<i>E. kuzmini</i> sp. n.	19	3	5	3						
<i>E. diplodenticulata</i> sp. n.		11			17	6				
<i>Monhystera amabilis</i> sp. n.					20	2				
<i>Geomonhystera aenariensis</i> Meyl, 1953				2				8		1

Виды	Номера водоемов									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Отр. Aracelaimida										
<i>Anaplectus granulosus</i> (Bastian, 1865)*		1								
<i>Plectus parietinus</i> Bastian, 1865*			2	3	57	2	2	1		7
<i>P. acuminatus</i> Bastian, 1865*	100			6	4		1	10		
<i>P. cirratus</i> Bastian, 1865	3	2	132	64	4	14	22	45	4	9
<i>P. palustris</i> de Man, 1880		8			4	1			23	4
<i>P. parvus</i> Bastian, 1865		3					7			
<i>P. rhizophilus</i> de Man, 1880*			2	1					30	
<i>P. tenuis</i> Bastian, 1865		25				1				
<i>Wilsonema otophorum</i> (de Man, 1880)				2					1	
<i>Teratocephalus costatus</i> Andrassy, 1958				2						
<i>Euteratocephalus crassidens</i> (de Man, 1880)*									3	
Отр. Chromadorida										
<i>Prodesmodora arctica</i> (Mulvey, 1969)					2					
<i>P. circulata</i> (Micoletzky, 1913)				1				5	1	
<i>Bihmolaimus pratensis</i> de Man, 1880*				23						
<i>Achromadora terricola</i> (de Man, 1880)*					2			8		
<i>Chromadorita leuckartii</i> (de Man, 1876)		16		251	186	11	60	1		28
<i>Punctodora ratzeburgensis</i> (Linstow, 1876)		1								1
Отр. Rhabditida										
<i>Fictor shoshini</i> Gagarin, 1995				1						
<i>Pelodera</i> sp.			2							
Отр. Tylenchida										
<i>Tylenchus davainei</i> Bastian, 1865*					4			2	4	3
<i>T. macrospiculatus</i> sp. n.								1		
<i>Malenchus bryophylus</i> (Steiner, 1914)					2				1	
<i>Aglenchus agricola</i> (de Man, 1884)									1	
<i>Coslenchus costatus</i> (de Man, 1921)										2
<i>Hirschmanniella trimucronata</i> sp. n.					4	10				
<i>Aphelenchoides robustus</i> sp. n.					13	21				3
Всего: число особей	141	148	182	501	486	83	238	354	120	90
число видов	6	13	13	21	31	15	18	18	14	20

Примечание. Звездочкой отмечены виды, которые были уже известны на архипелаге (Steiner, 1916).

Результаты

Состав фауны нематод

В пробах из водоемов обнаружено 58 видов свободноживущих нематод (см. таблицу). Из них 12 видов ранее были зарегистрированы на архипелаге Г. Штейнером (Steiner, 1916). Кроме того, в водоемах найдено 8 новых для науки видов червей: 6 из них описываются в отдельной статье, рисунки и описание 2 видов приводятся в настоящей работе.

В пробах по числу особей доминировали следующие виды: *Chromadorita leuckarti*, *Allodorylaimus lindbergi*, *Eumonhystera barbata* и 2 вида рода *Plectus* — *P. acuminatus* и *P. cirratus*. Существенных различий в составе фауны из разных по типу водоемов (озера, реки, моховые лужи) обнаружено не было. Видовое разнообразие и высокая численность в пробах червей из семейств Plectidae, Monhysteridae и Qudsianematidae сближают фауну обследованных водоемов с таковой моховых сообществ (Gadea, 1978; Cathey et al., 1981) и резко обособляют ее от нематодофауны больших и глубоких арктических озер. Зеленецкого и Акулькино, расположенных на побережье Кольского полуострова (Цалолихин, 1975), и оз. Таймыр (Гагарин, 1991). В этих водоемах наибольшую численность имеют черви семейств Tobrilidae, Mononchidae и отр. Dorylaimida и отсутствуют или чрезвычайно редки нематоды отрядов Chromadorida и Araeolaimida.

Описания видов

Calcaridorylaimus arcticus sp. n. (рис. 1)

Материал: 4 ♂♂, 7 ♀♀, 5 juv из реки (водоем № 5), п-ов Панькова Земля, Южный остров, архипелаг Новая Земля; 2 ♂♂, 2 ♀♀, 2 juv из другой реки (водоем № 10), п-ов Панькова Земля, Южный остров, архипелаг Новая Земля; ♂, 3 ♀♀, juv из озера (водоем № 4), п-ов Панькова Земля, Южный остров, архипелаг Новая Земля.

Р а з м е р ы: Голотип ♂ L = 1.86 мм, a = 24, b = 5.2, c = 53, c' = 0.7, spic. 64 μm, suppl. 13 (препарат № 71/64). Аллотип ♀ L = 2.27 мм, a = 34, b = 5.4, c = 13, c' = 5.8, V = 49 % (препарат № 71/64). Паратипы (препарат № 71/65) 4 ♂♂ L = 1.84—2.24 (2.07) мм, a = 27—34(31), b = 4.4—5.1(4.7), c = 58—75(64), c' = 0.6—0.7(0.7), spic. 57—67(63) μm, suppl. 10—12. 3 ♀♀ L = 1.62—2.15(1.94) мм, a = 24—32(29), b = 4.2—5.1(4.7), c = 14—16(15), c' = 3.5—4.3(3.9), V = 50.4—53.4(51.6) %.

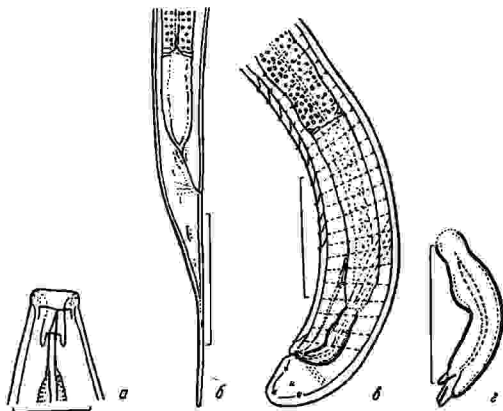


Рис. 1. Детали строения *Calcaridorylaimus arcticus* sp. n.

a — голова самца, б — хвост самца, в — задний отдел самки, г — сперматека. Масштаб, мкм: а — 20; б, в, г — 100; г — 50.

Описание. Самки. Область губ плохо обособлена от шеи; ширина области губ 15—17 мкм. Тело в области заднего конца пищевода в 4.0—4.5 раза шире области губ. Толщина кутикулы в среднем отделе тела 3—4 мкм. Ширина отверстия амфидов составляет примерно 2/3 соответствующего диаметра тела, отверстия амфидов расположены в основании губ. Длина копы 14—17 мкм, т. е. оно равно или слегка больше диаметра области губ. Ширина копы примерно равна толщине кутикулы на данном уровне. Отверстие копы занимает 1/3 его длины. Ведущее кольцо тонкое, простое. Длина пищевода 385—437(416) мкм, он в 1.3—1.6 раза короче расстояния от заднего конца пищевода до вульвы. Кардий конический, мускулистый. Длина ректума примерно в 1.5, а преректума — в 2.7—3.5 раза превышает анальный диаметр тела. Вульва в форме продольной щели, с кутикулизованными внутренними губами. Вагина прямая, длина ее 30—32 мкм. Гонады парные, яичники антидромные; загиб короткий, никогда не достигает вульвы. Расстояние от вульвы до ануса в 5.7—7.0 раза превышает длину хвоста. Хвост в передней трети конический, затем постепенно суживается, задняя половина его цилиндрическая. Терminus хвоста тонко округлен. Длина хвоста 120—171(139) мкм.

Самцы. По общей морфологии подобны самкам. Ширина области губ 15—17 мкм, длина копы 14—17 мкм, длина пищевода 392—462(434) мкм. Спикеры большие, относительно широкие, длина их 57—67 (63) мкм, что в 1.7—2.3 раза больше длины хвоста. Спикеры характерны по форме, каждая с маленьким дорсальным отростком. Супплекменты в числе 10—12, маленькие, папилловидные, лежат на значительном расстоянии друг от друга. Последний из серии супплекментов лежит на расстоянии 70—78 мкм от ануса. Преректум начинается внутри серии супплекментов. Длина хвоста 29—48(36) мкм, он короче, чем анальный диаметр. Терminus хвоста округлый.

Дифференциальный диагноз. Вид наиболее близок к *Calcaridorylaimus signatus* (Loof, 1975), но более крупный (у ♀♀ *C. signatus* $L = 1.30—1.69$ мм, у ♂♂ $L = 1.7$ мм) и спикеры меньшего размера (длина спикер у *C. signatus* 72 мкм).

Этимология. Видовое название означает «арктический».

Allodorylaimus uniformis (Thorne, 1929)

(рис. 2)

Материал. Многочисленные самцы и самки из разных водоемов (озера, реки, моховые лужи) на п-ове Панькова Земля, Южный остров, архипелаг Новая Земля (см. таблицу).

Размеры. 11 ♀♀ $L = 2.07—3.07(2.67)$ мм, $a = 18—34(28)$, $b = 3.7—5.5(4.9)$, $c = 26.1—43.3(33.7)$, $c' = 1.1—1.8(1.5)$, $V = 46—54(51)\%$. 4 ♂♂ $L = 2.12—2.67(2.41)$ мм, $a = 26—28(27)$, $b = 3.4—4.3(4.1)$, $c = 28.4—36.0(32.8)$, $c' = 1.2—1.8(1.4)$, $spic. = 78—84(82)$ мкм, $suppl. = 13—16(15)$.

Описание. С а м к и. Довольно крупные черви с гладкой кутикулой. Толщина кутикулы в среднем отделе тела 4—6 мкм. Область губ хорошо обособлена от шеи, шириной 21—24 мкм. Губные папиллы высокие, треугольные. Отверстия амфидов шириной 13—15 мкм, локализуются в основании губ. Копы длиной 24—25 мкм, т. е. слегка больше диаметра области губ, отверстие занимает примерно 1/2 длины копы. Ведущее кольцо простое. Длина пищевода 504—750 мкм, он короче, чем расстояние от заднего конца пищевода до вульвы и расширяется примерно в половине своей длины. Кардий мускулистый, гемисферический. Преректум в 1.5—2.5 раза превышает анальный диаметр тела. Яичники парные, антидромные и сравнительно короткие. Вульва в форме поперечной щели, внутренние губы ее сильно склеротизированы. Вагина прямая, ее длина 40—45 мкм. Сперматека не обнаружена. Размеры яиц $80—102 \times 70—82$ мкм. Длина хвоста 65—100 мкм, он в 1.1—1.8 раза превышает анальный диаметр тела. Хвост сильно вентрально изогнут, более или менее когтевидный.

С а м ц ы. По общей морфологии подобны самкам. Ширина области губ 21—22 мкм, длина копы 25—27 мкм. Спикеры типично доркайломидные, их длина 78—84 мкм. Преректум у самцов более длинный, чем у самок, начинается в области супплекментарных

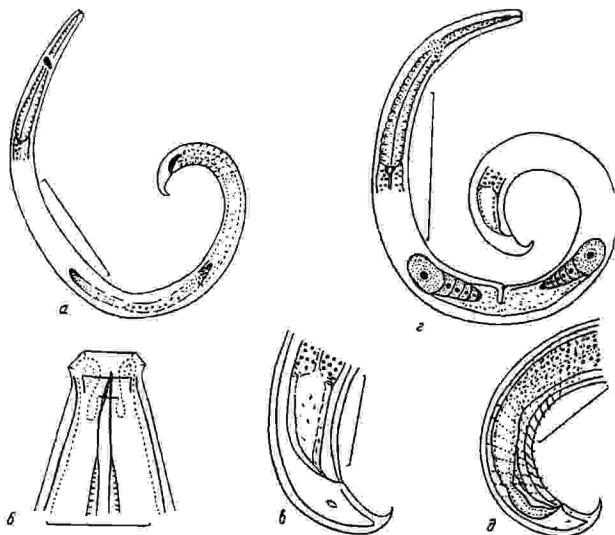


Рис. 2. Детали строения *Allodorylaimus uniformis* (Thorne, 1929).

а — общий вид самки, б — голова самки, в — хвост самки, г — общий вид самки, д — хвост самки.
Масштаб, мкм: а, г — 500; б — 30; в, д — 100.

органов. Супплекменты в числе 13—16, мелкие, лежат, не соприкасаясь, на значительном расстоянии друг от друга, причем второй и третий из серии (считая от клоаки) лежат в области спикул. Длина хвоста 60—94 мкм, он в 1.2—1.6 раза больше анального диаметра тела, сильно вентрально изогнут, когтевидный. На хвосте 4 пары папиллы.

Фаунистические замечания. 1 ♂ и 3 juv данного вида были однажды найдены во мху на островах данного архипелага (Steiner, 1916). Но несмотря на хорошие рисунки, описание этого вида было сделано краткое, неполное. Имея в наличии богатый материал и учитывая, что это первая находка *A. uniformis* в пресных водоемах, было сделано подробное описание данного вида.

Tripyla dubia sp.n. (рис. 3)

Материал. 4 ♂♂, ♀, 2 juv из речки (водоем № 10), расположенной на п-ове Панькова Земля, Южный остров, архипелаг Новая Земля.

Размеры. Голотип, ♀ (препарат № 71/66) L = 2.16 мм, a = 20, b = 5.3, c = 5.86, c' = 5.3, V=52 %. Аллотип, ♂ (препарат № 71/66) L = 2.36 мм, a = 30, b = 6.0, c = 6.0, c' = 5.2, spic. 100 мкм, suppl. 20. Паратипы (препарат № 71/66), 3 ♂♂ L = 2.05—2.89 мм, a = 23—28, b = 5.1—5.9, c = 5.0—5.3, c' = 4.8—5.5, spic. 97—103 мкм, suppl. 20—22.

Описание. Самцы. Длинные и тонкие черви, часто свертывающиеся в спираль. Кутикула кольчатая; кольчатость на голове начинается немного ниже щетинок 3-го

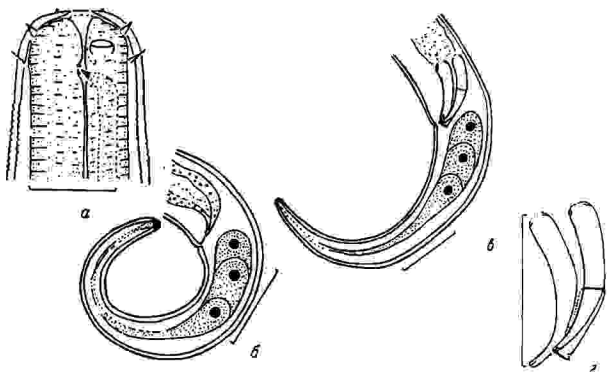


Рис. 3. Детали строения *Tripyla dubia* sp.n.

а — голова самки, б — хвост самки, в — хвост самца, г — спикюлы и рулек.

Масштаб, мкм: а — 30, б—г — 100.

круга, на расстоянии 24—28 μm от переднего края тела. Ширина колец 3.5—4.5 μm . Кутикула четко двуслойная, толщина ее на голове 3.5—4.0 μm , в среднем отделе тела — 4.0—5.0 μm . Передний край головы уплощен. Ширина головы на уровне щетинок 3-го круга 35—38 μm . Губные папиллы (головные тангорецепторы 1-го круга) высокие, треугольные. Головные тангорецепторы 2-го круга в форме крупных папилл, трехчленистые, длиной 5.5—6.0 μm . Головные тангорецепторы 3-го круга в форме тонких щетинок длиной 6.5—7.5 μm . Отверстия амфидов карманообразные, шириной 15 μm , что равно 20 % соответствующего диаметра тела, расположены на расстоянии 10—12 μm от переднего края тела. Ротовая камера, в которой расположены зубы, маленькая и узкая. Дорсальный зуб крепкий, кроме него в камере всегда имеются еще 2 мелких зубчика. Дорсальный зуб расположен на расстоянии 25—28 μm от переднего края тела. Длина пищевода 378—486 μm . Кардиальные железы крупные, шаровидные. Супплекменты мелкие, в числе 20—22, причем 7—8 из них лежат в области пищевода. Спикюлы слегка изогнутые, широкие, длиной 97—103 μm . Рулек в форме желоба, длина его 49—53 μm . Хвост длинный и толстый, вентрально загнут. Длина его 390—545 μm , что в 4.8—5.5 раза больше анального диаметра тела.

С а м к а. Ширина области губ 36 μm . Головные тангорецепторы 2-го круга трехчленистые, в форме крупных папилл длиной 6 μm . Головные тангорецепторы 3-го круга в форме тонких щетинок 7 μm . Дорсальный зуб расположен на расстоянии 27 μm от переднего края тела. Кроме него в ротовой камере имеются 2 мелких зубчика. Длина пищевода 406 μm . Гонады относительно короткие. Вагина прямая, склеротизированная, занимает примерно 1/4 соответствующего диаметра тела. Хвост длиной 369 μm , что в 5.3 раза больше анального диаметра тела.

Дифференциальный диагноз. Новый вид по расположению и относительной длине головных тангорецепторов близок к *Tripyla glomerans* Bastian, 1865. Отличается от него более крупными головными тангорецепторами (причем тангорецепторы 2-го круга членистые) и более крупными спикюлами (у *T. glomerans* их длина не превышает 85 μm).

Этимология. Видовое название означает «сомнительный».

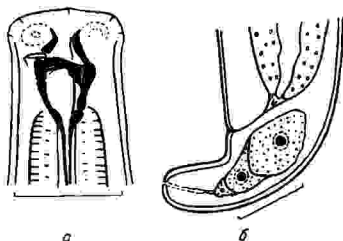


Рис. 4. Детали строения *Mylonchulus gigas* Gagarin, 1993, самка.

а — голова, б — хвост. Масштаб 50 мкм.

Mylonchulus gigas Gagarin, 1993

(рис. 4)

Материал. 1 ♀, 1 juv обнаружены в искусственном водоеме, образованном в результате заполнения следа вездехода водой. П-ов Панькова Земля, Южный остров, архипелаг Новая Земля.

Размеры. ♀ L = 3.30 мм, a = 28, b = 3.6, c = 33.7, c' = 1.1, V = 63 %.

Описание. Крупный и толстый червь, свернутый в спираль. Кутикула гладкая. Толщина кутикулы на голове 3 мкм, в среднем отделе тела и на хвосте — 4 мкм. Область губ слегка выступает за контуры тела, но не обособлена. Ширина области губ 55 мкм. Стома обширная, размером 60 × 35 мкм. Дорсальный зуб крупный, расположен слегка выше середины стомы. Напротив его на вентральной стенке находится 7 поперечных рядов мелких онхов. Длина пищевода 920 мкм. Губы вульвы слегка выступают за контуры тела. В каждой из маток по одному яйцу размером 170 × 94 мкм и 152—90 мкм. Хвост сильно вентрально загнут, почти под углом 90°. Длина хвоста 74 мкм. Терminus хвоста округлый. Каудальные железы имеются. Терминальная пора едва заметна, открывается в середине терминуса.

Фаунистические замечания. Данный вид был описан по одному самцу и личинке из прибрежной зоны Усть-Илимского водохранилища (Гагарин, 1993). Это вторая находка вида и первая регистрация самки.

Приносим глубокую благодарность В. И. Бисерову за пробы нематод, любезно предоставленные автору для обработки.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Гагарин В. Г. Фауна свободноживущих нематод водоема полуострова Таймыр и замечания о видовых комплексах нематод в пресных водоемах // Фауна, биология и систематика свободноживущих низших червей. Рыбинск, 1991.
- Гагарин В. Г. Свободноживущие нематоды пресных вод России и сопредельных стран (отр. Monhysterida, Arazolaimida, Chromadorida, Euploida, Mononchida). СПб., 1993.
- Кузьмин Л. Л., Гагарин В. Г. Каталог свободноживущих нематод Арктики и Субарктики. Владимир, 1990. 66 с. Деп. в ВИНТИ 31.01.90, № 1943—B90.
- Цалочкин С. Я. Нематоды // Биологическая продуктивность северных озер. Л., 1975. Ч. 2.
- Cathey D. D., Parker B. C., Simmons G. M. et al. The microfauna of algal mats and artificial substrates in Southern Victoria land lakes of Antarctica // Hydrobiologia. 1981. Vol. 85, N 1.
- Gadea E. Nematodes miscicolas de Anatolia (Turquia) // Misc. zool. 1978. Vol. 4, N 2.
- Steiner G. Freilebende Nematoden von Nowaja Zemlja // Zool. Anz. 1916. Bd 47.

УДК 574.583 : 595.3 (283.2)

ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНОЕ ИССЛЕДОВАНИЕ ПИТАНИЯ ЗООПЛАНКТОНА
ПРИРОДНЫМ МИКРОПЛАНКТОНОМ

© 1997 Е. Б. Павельева, И. В. Телеш

Зоологический институт РАН.

199034, г. Санкт-Петербург, Университетская набережная... 1

В работе использован оригинальный способ расчета потребления естественного корма фильтрующим зоопланктоном, основанный на радиоуглеродной методике и учитывающий суммарное содержание микропланктонных пищевых частиц в озере.

Проведено сопоставление полученных показателей с аналогичными, определенными при других условиях питания, и с расчетными величинами рациона и энергетическими тратами на обмен, вычисленными по известным зависимостям их от массы гидробионтов.

Показано, что ветвистоусые ракообразные значительно (почти в 4 раза) интенсивнее и эффективнее использовали живой микропланктон по сравнению с природным детритом без микрофлоры и некоторыми искусственными кормами. При этом рацион планктонных ветвистоусых ракообразных, неадаптированных к новым пищевым условиям, был наибольшим при концентрациях взвеси, близких к природным. Величина рациона и его усвоение рачками *Chydorus sphaericus* прямо зависели от концентрации взвеси в интервале 4—16 мг/л.

Всплывающие ракообразные *Eudiaptomus gracilis* и факультативный хищник — коловратка *Asplanchna priodonta* потребляли микросестон в небольшом количестве, которое не покрывало их затрат на обменные процессы.

Определение скорости утилизации природной пищевой взвеси позволило более адекватно оценить роль зоопланктона в трансформации органического вещества в водоеме.

Ключевые слова: микропланктон, ракообразные, *Asplanchna*, рацион, ассимиляция.

The authors used an original approach to calculate the natural food uptake by filter-feeding zooplankters on the radioactive carbon technique and considering total amount of microplanktonic food items in the lake water.

The results were compared with the literature data obtained under various feeding conditions, and with calculated values of daily rations and energy losses during metabolism evaluated using the relations between body weight and respiration rate of aquatic invertebrates.

It was shown that cladocerans consume alive microplankton almost 4 times more intensively and with higher effectiveness than the natural detritus without microflora and some types of artificial food. In the case of alive microplankton, rations of planktonic cladocerans which had not been adapted to new feeding conditions were the highest when food abundance was similar to the natural conditions in the lake. When food concentration varied between 4-16 mg/l, the ration and assimilation of food by the cladoceran *Chydorus sphaericus* depended linearly on food concentration.

Copepods *Eudiaptomus gracilis* and facultative predatory rotifers *Asplanchna priodonta* consumed small amounts of microseston which could not cover their metabolic energy losses.

Measurement of the utilization of the natural food components allowed to evaluate more adequately the role of zooplankton in the process of organic matter transformation in the water body.

Key words: microplankton, crustaceans, *Asplanchna*, ration, assimilation rate.

Введение

Преобразование органического вещества в толще воды водоемов существенным образом определяется трофическими взаимоотношениями в планктоне. По известным в литературе обобщенным закономерностям питания гидробионтов (Сушеня, 1975; Кричкова, 1989), количество потребленного ими корма можно рассчитывать по их массе. В основу таких формул были взяты результаты экспериментов, в которых

использовались искусственно выращенные корма, чаще всего в высоких концентрациях. Но, обитая в условиях конкретного водоема, организмы приобретают определенную пищевую адаптацию, используя все наличные в данный момент, пригодные им виды корма в различном количестве (Павельева, 1975).

Потребление зоопланктоном естественного микропланктона рассчитывали по скорости фильтрации им бактериопланктона и водорослей в результате прямого микроскопирования кормовых объектов (Никulina, 1977; Гутельмахер, 1986; Porter et al., 1983), либо по снижению их радиоактивности в опытном сосуде после экспозиции (Соповев, 1978; Bogdan, Gilbert, 1982). Некоторые исследователи определяли потребление пищи по накоплению радиоактивной метки в телах животных (Lampert, 1976; Geertz-Hansen et al., 1987), другие сравнивали величины рационов, полученные разными методами (Forsyth, James, 1984).

Но, как справедливо отметила Н. М. Крючкова (1989), оценивать общий рацион фильтрующего зоопланктона необходимо с учетом детритного компонента, который составляет основную массу органической взвеси в водоемах (Остапеня, 1979) и эффективно используется водными беспозвоночными (Павлютин, 1987). Дифференцированная оценка различных фракций сестона в питании фильтрующих ракообразных впервые была дана Б. Л. Гутельмахером с соавт. (1981). В их экспериментах использовались 2 фракции сестона, меченные по гетеротрофному звену, и в них учитывалось содержание бактерий, водорослей и детрита.

Для более адекватной оценки фильтрационной активности зоопланктонных сообществ в водоемах необходимо определять интенсивность питания организмов в условиях, близких к природным. В данной работе представлены трофические характеристики доминирующих организмов зоопланктона оз. Костомоярви (южная Карелия), которых содержали в опытах на естественном микропланктоне, включая и детритные частицы. Проведено сопоставление этих показателей с аналогичными при кормлении зоопланктона другими кормами.

Материал и методика

Зоопланктон собирали фильтрованием больших объемов воды через качественную планктонную сеть и в термосе доставляли в лабораторию. Затем его промывали через газ с ячеей 200 мкм водой, очищенной от взвеси через фильтры с диаметром пор 2,5 мкм, и концентрировали в небольшом объеме, откуда пипеткой пересаживали в стаканчики с кормом. При проведении экспериментов руководствовались принципами изотопной методики питания водных животных (Сорокин, 1966; Гутельмахер и др., 1981; Lampert, 1976).

В опытах использовали массовые виды зоопланктона: ветвистоусых ракообразных *Ceriodaphnia quadrangula* (O. F. Müller), *Daphnia cristata* Sars, *Diaphanosoma brachium* (Levin) и *Chydorus sphaericus* (O. F. Müller), веслоногого рачка *Eudiaptomus gracilis* Sars и крупную коловратку *Asplanchna priodonta* Gosse.

Основным источником пищи служили мелкие взвешенные частицы (живые организмы и мелкодисперсный детрит), оставшиеся в озерной воде после фильтрации ее через газ с ячеей 100 мкм. Корм метили радиоактивным углеродом (^{14}C) 3 способами: гидрокарбонатом, гидролизатом растительного белка, смесью обоих веществ. В 1-м случае радиоактивную метку приобретали автотрофные организмы, во 2-м — гетеротрофные, в 3-м — вся совокупность кормовых организмов. Обратную удельную активность ($C_s = C/R$, мкг $\text{C}/\text{мг}$) всей пищевой взвеси, включая и детрит, учитывали по содержанию общего органического углерода в ней и приобретенной за 2 сут радиоактивности планктона, отфильтрованного на фильтре Сынпур № 2. Количество органического углерода корма рассчитывали по результатам бихроматного окисления взвеси (Остапеня, 1965), собранной на стекловолоконистые фильтры. В опытах взвесь микропланктона использовали без отделения ее от меченой среды. Это способствовало сохранению динамического равновесия между приобретением и потерей метки ^{14}C микропланктоном и не нарушало его естественную структуру.

В качестве корма использовали также радиоактивный природный детрит, приготовленный в период весеннего «цветения» водоема мечением $\text{Na}_2\text{H}^{14}\text{CO}_3$ фитопланктона в течение 2 сут с последующим нагреванием взвеси до 80 °С. Для сравнительной оценки потребления естественного корма и лабораторных культур параллельно проводились опыты с хлореллой и свежим детритом из нее, полученным также нагреванием водорослей. Для выявления потенциальных возможностей неадаптированных рачков-фильтраторов утилизировать пищевую взвесь разной плотности были проведены эксперименты по потреблению и усвоению клеток хлореллы с концентрацией от 1.2 до 16 мг/л.

Кормление осуществляли в течение 15 мин, 2 и 4 ч. В конце опыта животных отмывали от среды с меченым кормом, а после 2- и 4-часовых экспозиций их помещали на 10 мин в воду с немеченым микропланктоном для очищения кишечника от меченой пищи. Затем животных снова отмывали фильтрованной водой и прижизненно окрашивали анилиновым синим в течение 10 мин для различения живых и мертвых (или поврежденных) особей (Seeretsad, Stipren, 1978). После промывки живых и неповрежденных особей классифицировали по видовой принадлежности, размеру и помещали в склянки со синтиллиационной жидкостью ЖС-8. Немногочисленные травмированные экземпляры (несколько процентов) выбраковывали. Радиоактивность фильтров и рачков подсчитывали на счетчике БЭТА-1. Массу животных рассчитывали по формулам (Методические рекомендации..., 1984), исходя из средней длины их тела, определенной в конце эксперимента. Каждая полученная цифра представляет собой среднюю величину для 15—30 особей одного вида в опыте. Результаты 3 параллельных опытов приводятся с ошибкой средней величины.

Результаты

Судя по величине удельной активности микропланктона, полученной разными способами, наиболее эффективно им использовался гидролизат белка или его смесь с гидрокарбонатом. Очевидно, в период исследования (конец июля) активность и соответственно масса гетеротрофных организмов в озере преобладала по сравнению с альгофлорой. Поэтому сравнение результатов опытов по использованию животными естественной пищевой взвеси проводилось по гетеротрофному компоненту.

При содержании зоопланктона на меченой природной взвеси (концентрация ее в озере в этот период составляла 1.5—1.7 мг/л) их кишечника наполняются кормом за 15 мин. В случае пассивной фильтрации (как было принято) потребление корма животными было пропорционально его обратной удельной активности. Суточные рационы получили, пересчитав величины приобретенной животными радиоактивности согласно удельной активности корма, с учетом времени кормления (табл. 1).

Таблица 1

Потребление (C , мкг $C/(экз. \cdot \text{сут})$) естественного микропланктона и его усвоения (A , мкг $C/(экз. \cdot \text{сут})$) у телят организмов, рассчитанные исходя из 2- (A_2) и 4- (A_4) часовых периодов кормления и по разнице накопленной метки в течение этого времени ($A_4 - A_2$)

Животные	w	C	A_2	A_4	$A_4 - A_2$
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>	0.77	0.53 ± 0.08	0.35 ± 0.05	0.27 ± 0.04	0.29 ± 0.04
<i>Daphnia cristata</i>	1.32	0.67 ± 0.18	0.29 ± 0.02	0.24 ± 0.01	0.18 ± 0.005
<i>Diaphanasoma brachium</i>	1.32	0.90 ± 0.18	0.50 ± 0.11	0.45 ± 0.07	0.58 ± 0.05
<i>Chydorus sphaericus</i> *	0.36	0.29	0.15	0.11	0.07
<i>Eudaptomus gracilis</i> *	1.5—2.5	0.48	0.34	0.24	0.10
<i>Asplanchna priodonta</i> *	2.0	0.18	0.06	0.06	0.02

Примечание. * Приведены средние величины для 15—30 экз. из 1—2 опытов. w — масса животного, мкг. С —

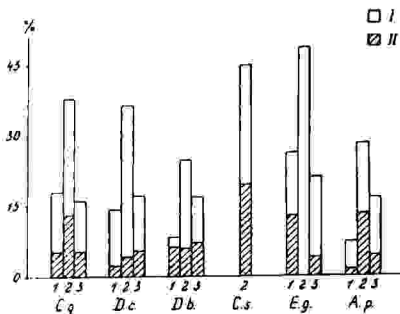


Рис. 1. Суточное потребление (I, %) и усвоение (II, %) озерного детрита (1), хлореллы (2) и детрита из нее (3) представителями зоопланктонного сообщества: *C. q.* — *Ceriodaphnia quadrangula*, *D. c.* — *Daphnia cristata*, *D. b.* — *Diaphanosoma brachyurum*, *C. s.* — *Chydorus sphaericus*, *E. g.* — *Eudiaptomus gracilis* (данные по усвоению хлореллы отсутствуют), *A. p.* — *Asplanchna priodonta*.

Сравнение 3 способов расчета суточной ассимиляции микропланктона (1 — на основании 2-часового эксперимента, 2 — за 4 ч, 3 — по разнице накоплений вещества за эти сроки) показало, что она почти одинакова для 3 испытуемых видов ветвистоусых рачков. Исключение составил *Chydorus*, у которого этот показатель был вдвое меньше при 3-м способе расчета и в 1.5 раза ниже при 2-м по сравнению с 1-м. У веслоногих ракообразных *Eudiaptomus* величина ассимилированного микропланктона уменьшалась соответственно способу расчета в 3 раза (табл. 1). Для сравнения эффективности использования разных кормов вполне пригодны показатели, рассчитанные за определенное время. Но для оценки прироста (P), по-видимому, более корректно применять 3-й способ расчета, как рекомендовал В. Ламперт (Lampert, 1976), когда определяется величина «чистого» прироста, а поправку на обмен можно не вводить.

Рационы *Daphnia*, *Diaphanosoma* и *Ceriodaphnia* при кормлении натуральным детритом (с незначительным количеством бактерий) оказались в 4—5 раз ниже, чем при кормлении микропланктоном, и составили 8—18 % от массы тела (рис. 1, табл. 2). Хлореллу эти рачки потребляли в 1.5—2 раза, а детрит из нее — в 2—3 раза менее интенсивно, чем природную взвесь. Рацион *Chydorus* на хлорелле был довольно высок — 45 % от массы тела в сутки, но значительно ниже, чем на естественном корме (80 %). Для *Eudiaptomus* величины рационов при питании микропланктоном (30 %) и естественным детритом (26 %) практически не отличались, но живую хлореллу он утилизировал значительно лучше (49 % от массы тела в сутки), а мертвую — вдвое хуже (16 %). *Asplanchna* из предложенных кормов наилучшим образом потребляла хлореллу (28 % от массы тела в сутки), хуже всего — естественный детрит (7 %).

Сопоставление эффективности использования животными разной пищи показало, что она наиболее высока у *Diaphanosoma* и *Ceriodaphnia* при содержании их на естественном планктоне, соответственно 44 и 37 % от массы тела в сутки (табл. 2). Ассимиляция других кормов была значительно ниже и не превышала 19 % (рис. 1). Из испытуемых *Cladocera* наименьшая суточная ассимиляция кормов оказалась у *Daphnia* — 18 % на естественной пище и 2—4 % на остальных видах корма. *Eudiaptomus* с близкой эффективностью использовал естественный планктон (12 %) и озерный детрит (13 %), немного лучше живую хлореллу (19 %), а убитые

Сравнение экспериментально полученных величин расхода (С) ризообразных и их приростов ($P = A_4 - A_2$) при кормлении их озерными микропланктоном с удельным приростом (C_w), максимальным количеством потребляемой пищи (C_1), пищевых потребностей (C_2) и энергетических затрат на обмен (R)

Род животных	С	P	C_w	C_1	C_2	R	$K_2 = P/R + P$	$\sigma = P + R/C$
<i>Ceriodaphnia</i>	68	37	47	200	68	26	0.58	93
<i>Diaphanosoma</i>	68	44	—	166	61	23	0.66	98
<i>Daphnia</i>	51	18	23	166	61	23	0.39	73
<i>Chydorus</i>	80	20	19	270	80	30	0.39	61
<i>Eudiaptomus</i>	30	12	18	146	57	40	0.11	—

Примечание. C_w — по: Иванова, 1985; C_1 — по: Крючков, 1989; C_2 — по: Сушеня, 1975; R — по: Сушеня, 1972. σ — усвоимость микропланктона, %; величины расходов и приростов выражены в % от массы тела/сут.

водоросли — почти в 5 раз хуже. *Asplanchna* не только более интенсивно потребляла клетки хлореллы, но и аккумулировала их значительно эффективнее (13 %) по сравнению с другими видами корма (рис. 1).

Результаты экспериментов по потреблению и усвоению разных концентраций клеток хлореллы показали, что у адаптированных к условиям водоема (а не эксперимента) зоопланктонных фильтраторов потребление хлореллы при концентрациях, близких к природному содержанию мелкодисперсной органической взвеси (1.2—2.5 мг сухой массы/л), составляло 20—53 % от массы тела в сутки (рис. 2). Повышение биомассы водорослей до 8—16 мг/л сопровождалось снижением их потребления цериодафниями, дафниями и диафаносомами. Рацион дафний уменьшался с 36 до 10—17 % от массы тела за сутки при изменении концентрации хлореллы от 4 до 16 мг/л. Цериодафии при плотности пищи 2.5 мг/л потребляли максимальное количество водорослей (53 % от массы тела в сутки), а при содержании пищи, равном 16 мг/л, — минимальное (11 %). Суточный рацион диафаносом был самым высоким (30 %) при низких концентрациях корма и снижался до

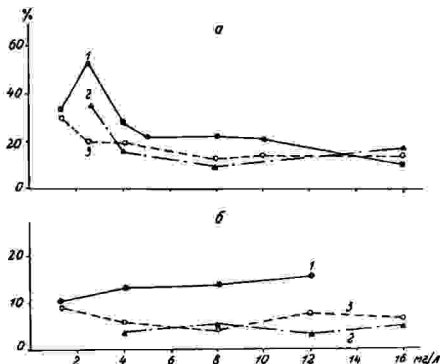


Рис. 2. Суточное потребление (а, %) и усвоение (б, %) хлореллы *Ceriodaphnia quadrangula* (1), *Daphnia cristata* (2) и *Diaphanosoma brachyurum* (3) в зависимости от концентрации хлореллы, мг/л.

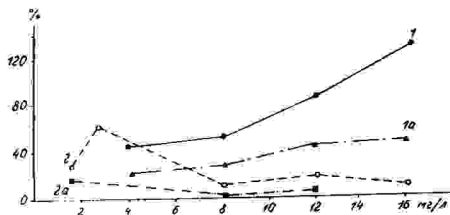


Рис. 3. Суточный рацион (%) *Chydorus sphaericus* (1) и *Asplanchna priodonta* (2) и усвоение ими хлореллы (%) (соответственно 1a и 2a) при различных концентрациях корма, мг/л.

10—20% при их увеличении более 7 мг/л. Характерно, что изменение количества ассимилированной пищи в телах этих рачков не коррелировало с величинами рациона при повышении концентраций хлореллы: рацион уменьшался, а прирост либо немного возрастал (*Ceriodaphnia* — 10—15%), либо почти не менялся (*Daphnia* — 4—5%, *Diaphanosoma* — 6—8% от массы тела) (рис. 2).

Рацион *Chydorus*, обитающего преимущественно в прибрежной зоне (или в придонном слое, где концентрация микропланктона выше), постепенно повышался с ростом концентрации хлореллы с 45 до 128% от массы тела в сутки (рис. 3). При меньшей концентрации водорослей величина суточного прироста этих рачков была минимальной и возрастала пропорционально рациону с 18 до 55% при увеличении количества корма от 4 до 12 мг сырой массы/л. Факультативный хищник *Asplanchna priodonta* при самой низкой концентрации хлореллы (1.2 мг/л) потребляла 27% от массы тела в сутки, при этом суточный удельный прирост составил 6%. Повышение количества корма вдвое привело к увеличению рациона до максимальной величины — 61%, но на рост использовалось лишь 0.4% (рис. 3).

Обсуждение

Для оценки реальности величин рационов, полученных при содержании ракообразных на естественном корме, проведено сравнение их с некоторыми общепринятыми расчетами:

1) максимальными рационами при избыточной концентрации корма, по формуле Н. М. Крючковой (1989): $C = 0.185 w^{0.83}$, мг сух. массы/сут; 2) аналогичным расчетом Л. М. Сушени (1975): $C = 0.0746 w^{0.8}$, г сыр. массы/сут; 3) их энергетическими тратами на обмен (Сушени, 1972): $R = 0.143 w^{0.803}$ (для *Cladocera*) и $R = 0.2 w^{0.777}$ (для *Copepoda*), где R — мл O_2 (экз. · ч), w — г сыр. массы.

Наши экспериментальные данные по суточным рационам ветвистоусых рачков (в среднем 67%) оказались близкими к рассчитанным по Л. М. Сушене (1975) — 68% и в 3 раза ниже, чем потенциальные (200%) значения рационов (Крючкова, 1989). При этом на обменные процессы тратится только половина или треть от потребленного естественного корма — в среднем 26% (табл. 2), т.е. природные концентрации микропланктона достаточны для жизнедеятельности представителей тонких фильтраторов — ветвистоусых ракообразных.

Величина полученного в опытах рациона для весноногого рачка *Eudiaptomus* оказалась почти вдвое ниже его потенциальных затрат на дыхание. По-видимому, она занижена, так как диаптомидам в условиях малого объема опытных склянок необходимо большее время для пищевой адаптации. Так, рассчитанный по уравнению (Сушени, 1975) рацион *Eudiaptomus* был в 1.5 раза выше, чем полученный в кратковременном опыте. Сумма же ассимилированной в их телах (за более длитель-

ный период времени) кормовой звеси и энергетических затрат на обменные процессы соответствует этой расчетной величине рациона (табл. 2). При более высоких концентрациях сестона (около 5 мг сыр. массы/л) в опыте суточный рацион этого вида составил 72 % (Гутельмахер и др., 1981).

Полученные нами эмпирические суточные приросты некоторых представителей ракообразных и рассчитанные М. Б. Ивановой (1985) соматические приросты тех же видов выражаются близкими величинами (табл. 2), что дает основание считать опытные данные близкими к реальным.

Естественный микропланктон — неудовлетворительный корм для факультативно-го хищника *Asplanchna priodonta*: рацион составил 11 %, прирост 3 % от массы тела в сутки, а траты на обмен, рассчитанные по массе (Винберг, Хлебович, 1984), значительно превышают эти величины — 35 % в сутки. По-видимому, наиболее приемлемым кормом для этой коловратки служит мелкий зоопланктон. Известно, что суточное потребление инфузорий и коловраток для нее может составлять 140 % (Павельева, Сорокин, 1971). Ряд опубликованных ранее данных по содержанию кишечников *A. priodonta* в природе свидетельствует в пользу преимущественного потребления этим видом мелких коловраток *Polyarthra remata*, *Anuraeopsis fissa*, *Pompholyx sulcata*, *Trichocerca pusilla* и др. (Gliwicz, 1969). В то же время есть многочисленные доказательства исключительного многообразия пищевого спектра *A. priodonta* (Gilbert, 1980, Salt et al., 1979).

Коэффициенты использования усвоенного (K_1) микропланктона на рост (Ивлев, 1938) колебались от 0.66 (*Diaphanosoma*) до 0.11 (*Eudiaptomus*). Таким образом, ветвистоусые ракообразные с более коротким жизненным циклом значительно эффективнее используют пищу (K_2 в среднем равен 0.51), чем медленно растущие веслоногие. Полученные нами величины K_2 для ветвистоусых раков вполне согласуются с экспериментальными данными других исследователей (Крючкова, 1989; Gulati et al., 1991), проведенных при кормлении монокультурами водорослей. Рассмотрев все имевшиеся на тот период по этому вопросу литературные сведения, Г. Г. Винберг (1986) допускал, что в лабораторных условиях величины K_2 могут быть довольно высокими — более 0.6. Согласно обобщению П. Калоу (Calow, 1977), у пойкилотермных животных в период интенсивного роста $K_2 = 0.5—0.8$. Но в природных условиях, по мнению М. Б. Ивановой (1985), K_2 для популяции ветвистоусых рачков колеблется в пределах 0.2—0.4, а для веслоногих — 0.1—0.3. Такие низкие значения автор объясняет более низкими концентрациями корма в водоемах. В исследованном нами озере содержание мелкодисперсной пищевой звеси соответствовало уровню мезотрофного водоема (1.5—2.2 мг сырой массы/л), а значения K_2 для ветвистоусых раков колебались в пределах 0.4—0.6; для представителя веслоногих ракообразных — вдвое ниже.

По мнению Н. М. Крючковой (1989), усвояемость привычного природного корма обычно выше, чем в опытах с монокультурами водорослей, тем более в избыточных концентрациях. В наших экспериментах на естественных концентрациях корма также были получены высокие величины его усвояемости ветвистоусыми рачками — в среднем 81 % (табл. 2), против ожидаемых 60 % (Сушеня, 1975). Такие же высокие величины усвояемости (67 % для дафний и 86 % для диаптомида) приводились ранее при кормлении рачков меченым ^{14}C озерным фитопланктоном (Павельева, Сорокин, 1971).

Многие исследователи, изучавшие питание ракообразных монокультурами водорослей, получали суточный рацион, равный 80—100 % (Сушеня, 1975; Монахов, 1976; Крючкова, 1989). При содержании животных на естественном планктоне в расчет рациона принимали в основном фитопланктон и получали низкие величины потребления корма. Так, в олиготрофном оз. Кривое, по данным В. Н. Никулиной (1977), в суточном рационе зоопланктона водоросли составляли лишь 5—8 %. В мезотрофных водоемах эти величины вдвое выше — 10—15 % (Гутельмахер, 1975; Крючкова, 1989). Полученные указанными авторами рационы оказались ниже энергетических затрат ракообразных на обмен. Позднее Б. Л. Гутельмахер (1986) рассчитал величины рацио-

нов рачков-фильтраторов исходя из скорости их фильтрации, с учетом всех компонентов поступающего корма, величина оказалась равной 100 % и выше (для мезотрофных водоемов). Полученные нами значения рационов для представителей ветвистоусых, ракообразных оз. Костомоярки оказались втрое, для веслоногих — втрое ниже этих величины. Такие различия могут быть обусловлены применением разных способов расчета: по скорости фильтрации (Гутельмахер, 1986) и по непосредственному потреблению пищевой взвеси (пашни опыты). Кроме того, концентрации микросестона в озере обычно неодинаковы. Однако эти различия не столь принципиальны и позволяют констатировать, что разнообразные компоненты природного планктона более благоприятны для удовлетворения пищевых потребностей зоопланктона, чем искусственно создаваемые в культуре. Так, Р. Гулати с соавт. (Gulati et al., 1991) показали, что для видов ветвистоусых ракообразных, *Bosmina longirostris* и *B. coregoni*, скорость фильтрации при содержании на хлорелле в 10 раз ниже, чем при кормлении рачков озерным сестоном, частички которого не превышают 33 мкм.

На основании указанных выше литературных и собственных данных о потреблении зоопланктоном избыточного количества корма (Павельева, Телеш, 1992) можно допустить, что во время весеннего «цветения» водоема некоторые планктонные ракообразные (например, *Chydorus*) способны быстро увеличивать потребление взвешенного органического вещества. Возможно, в данном случае сказываются особенности пищевого поведения этого рачка: обитая в пелагиали, он периодически садится на хлопья водорослей, на обросшие бактериями панцири отмерших ракообразных и т. п., питаясь при этом как взвешенным, так и осевшим детритом (Смирнов, 1971). После отмирания фитопланктона возрастает концентрация детрита в придонных слоях водоема. По-видимому, основная роль в самоочищении водоема на этом этапе принадлежит как мигрирующим в нижние слои ракообразным, так и фильтрующим обитателям и соскребателям из придонного слоя.

В то же время повышение рационов *C. sphaericus* с увеличением массы водорослей (в наших экспериментах — с 4 до 16 мг/л) может свидетельствовать либо о существовании линейной связи между рационом и концентрацией пищи (естественного сестона), как было продемонстрировано в ряде работ ранее (Parsons et al., 1967; Conover, 1978), либо о более высоких значениях пороговой (насыщающей) концентрации для этого вида.

Интерпретируя полученные нами данные о потреблении водорослей разными концентрациями неадаптированными планктонными фильтраторами, можно предположить, что они наиболее интенсивно потребляют и эффективно используют пищу в количествах, близких к естественным в среде их обитания: в случае слабomezотрофных водоемов — 1.5—2.5 мг/л. Их суточный рацион, равный 30—50 % от массы тела, по-видимому, следует считать оптимальным в данных условиях. Привычные к обилию пищи прибрежные формы, такие как *Chydorus*, способны увеличивать рацион и прирост по мере повышения концентрации корма даже без предварительной адаптации.

Выводы

На основе радиоуглеродной методики изучения питания водных животных использован принципиально новый способ расчета потребления естественного корма фильтрующим зоопланктоном, учитывающий весь комплекс пищевых частиц в водоеме. Полученные этим способом характеристики питания планктонных ракообразных хорошо согласуются с аналогичными показателями при использовании кормовых монокультур, которые приводятся в литературе.

Показано, что ветвистоусые ракообразные приблизительно в 4 раза эффективнее используют живой естественный микропланктон, чем природный детрит без микрофлоры и искусственные корма.

Рацион факультативного хищника *Asplanchna priodonta* при питании озерным микросестоном меньше ее жизненных потребностей. Очевидно, она потребляет в основном мелкий зоопланктон.

Пелагические представители *Cladocera*, используемые в экспериментах без пищевой адаптации, наиболее интенсивно потребляют кормовую взвесь при концентрациях, близких к природным. Величина рациона и эффективности усвоения корма видами *Chydorus sphaericus* линейно растет с увеличением его содержания (до 16 л) в среде.

Работа выполнена при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований, проект № 96-04-48109.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Винберг Г. Г. Эффективность роста и продукция водных животных // Эффективность роста гидробионтов. Гомель, 1986.
- Винберг Г. Г., Хлебюков Т. В. Уровень энергетического обмена у многоклеточных беспозвоночных у протейшии // ДАН СССР. 1984. Т. 274, № 2.
- Гуельммахер Б. Л. Фильтрационное питание рачкового зоопланктона // Экология. 1975. № 4.
- Гуельммахер Б. Л. Метаболизм планктона как единого целого. Л., 1986.
- Гуельммахер Б. Л., Фурсенко М. В., Белова М. А. Соотношение размеров фракций в sestone изского озера и их роль в питании планктонных ракообразных // Основы изучения пресноводных систем. Л., 1981.
- Иванова М. Б. Продукция планктонных ракообразных в пресных водоемах. Л., 1985.
- Иллев В. С. О превращении энергии при росте беспозвоночных // Бюл. МОИП. Отд. биол. 1938. 47, № 4.
- Крыжикова Н. М. Трофические взаимоотношения зоо- и фитопланктона. М., 1989.
- Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах. Зоопланктон и его продукция. Л., 1984.
- Момаков А. В. Питание и пищевые взаимоотношения пресноводных Copepoda. Л., 1976.
- Никулина В. Н. Опыт оценки влияния зоопланктона на фитопланктон олиготрофного озера // экология. 1977. № 1.
- Остапеня А. П. Полнота окисления органического вещества водных беспозвоночных методом икроматного окисления // Докл. АН БССР. 1965. Т. 9, № 4.
- Остапеня А. П. Детрит и его роль в водных экосистемах // Общие основы изучения водных экосистем. Л., 1979.
- Павельева Е. Б. Утилизация начальных звеньев трофической цепи планктонными ракообразными // экология внутренних вод: Информ. бюл. Л., 1975. № 27.
- Павельева Е. Б., Сорокин Ю. И. Изучение питания пелагического зоопланктона озера Дальнего на Камчатке // Биология и физиология пресноводных организмов. Л., 1971.
- Павельева Е. Б., Телеши И. В. Питание планктонных ракообразных и коловраток в некоторых малых озерах Карелии // Гидробиол. журн. 1992. Т. 28, № 5.
- Павлюшин А. П. О трофической роли детрита (краткий обзор) // Продукционно-гидробиологические исследования водных экосистем. Л., 1987.
- Смирнов Н. Н. Chydoridae фауны мира // Фауна СССР. Ракообразные. Л., 1971. Т. 1, вып. 2.
- Сорокин Ю. И. О применении радиоупорядочного метода изучения питания и пищевых связей водных животных // Планктон и биотос внутренних водоемов. М.; Л., 1966.
- Суцеля Л. М. Интенсивность дыхания ракообразных. Киев, 1972.
- Суцеля Л. М. Количественные закономерности питания ракообразных. Минск, 1975.
- Bogdan K. G., Gilbert J. J. Seasonal patterns of feeding by natural population of Keratella, Polyarthra and Bosmina: Clearance rates, selectivities and contribution to community grazing // Limnol. and Oceanogr. 1982. Vol. 27, N 5.
- Calow P. Ecology, evolution and energetics: a study in metabolic adaptation // Adv. Ecol. Res. 1977. Vol. 10.
- Conover R. J. Feeding interaction in the pelagic zone // Rapp. et proc.-verb. réun. Cons. perm. int. explor. mer. 1978. Vol. 173.
- Forsyth D. J., James M. R. Zooplankton grazing on lake bacterioplankton and phytoplankton // J. Plankton Res. 1984. Vol. 6, N 5.
- Geertz-Hansen O., Olesen M., Bjoesen P. K. et al. Zooplankton consumption of bacteria in a eutrophic lake and in experimental enclosures // Arch. Hydrobiol. 1987. Bd 110, H. 4.
- Gilbert J. J. Feeding in the rotifer Asplanchna: behaviour, cannibalism, selectivity, prey defences, and impact on rotifer communities // Evolution and ecology of zooplankton communities. Hanover, London, 1980.
- Gliniewicz Z. M. Studies on feeding of pelagic zooplankton in lakes with varying trophy // Ecol. Pol. 1969. Vol. 17.
- Gulati R. D., Vukic C., Stewertsen K. and Postema G. Clearance rates of Bosmina speies in response to changes in trophy and food concentration // Verh. Int. Ver. theor. und angew. Limnol. 1991. Vol. 24.
- Lampert W. A directly coupled artificial (two-step) food chain for term experiments with filter feeders at constant food concentration // Mar. Biol. 1976. Vol. 37.

Parsons T. R., LeBrasseur R. J., Fulton J. D. Some observations on the cell size and concentration of phytoplankton blooms // J. Oceanogr. Soc. Jap. 1967, Vol. 23, N 1.

Porter R. G., Feig Y. S., Vetter E. F. Morphology, flow regimes, and filtering rates of *Daphnia* Ceriodaphnia and Bosmina fed natural bacteria / *Oecologia*. 1983. Vol. 58.

Salt G. W., Sabbadini G. F., Commins M. L. Trophic morphology relative to food habits in six species of rotifers (Asplanchnidae) // Trans. Amer. Microsc. Soc. 1979, Vol. 97.

zooplankton / J. Fish. Res. Board. Canada. 1978. Vol. 35, N 10.

УДК 543.3 + 574.632

**ЭКСПРЕСС-МЕТОД ОПРЕДЕЛЕНИЯ СТЕПЕНИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ
РАВНИННЫХ РЕК ПО СОСТАВУ ПЛАНКТОННЫХ РАКООБРАЗНЫХ**

© 1997 М. Б. Иванова

*Зоологический институт РАН,
199034, г. Санкт-Петербург, Университетская набережная, 1*

Предложенный метод основан на различной реакции 2 систематических групп ракообразных (Cyclopoida и Cladocera) на изменение качества воды в реке. Логарифм отношения числа видов Cyclopoida к числу видов Cladocera, а также общее количество видов этих 2 групп достоверно коррелируется с такими показателями качества воды, как биологическое потребление кислорода (БПК), содержание в воде аммоничного азота и численность гетеротрофных бактерий. Данные по отношению числа видов Cyclopoida к числу видов Cladocera могут быть использованы для быстрой оценки качества воды в реке.

Ключевые слова: река, зоопланктон Cyclopoida, Cladocera, загрязнение, качество воды.

The proposed method is based on various response of the 2 Crustacea groups of (Cyclopoida and Cladocera) to the water quality change in a river. The logarithm of the relation ship a between number of Cyclopoida species and a number of Cladocera species, and a total number of species of the 2 groups is authentically correlated with such parameters of water quality as biological oxygen consumption (BOC), contents of ammonium and abundance of heterotrophic microflora. Data based on the relation ship between number of Cyclopoida species and a number of Cladocera species, and on the sum of species of the groups can be used a for a fast estimation of water quality in rivers.

Key words: a river, zooplankton, Cyclopoida, Cladocera, pollution, water quality.

Введение

При проведении обследований качества воды в водоемах и водотоках используются химические и биологические методы. Преимущество определения степени загрязнения вод по биологическим показателям уже неоднократно обсуждалось (Винберг, 1975, 1977). Напомним только, что по химическим показателям можно установить наличие загрязняющих веществ в момент отбора проб, в то время как по гидробиологическим можно определить изменения в водоеме под воздействием загрязнения, т. е. состояние экосистемы.

Для определения степени загрязнения рек, как правило, используется оценка по зообентосу и перифитону, так как загрязняющие вещества аккумулируются дном и эффект этой аккумуляции сильнее всего сказывается на сообществах донных животных и обрастаниях. Однако при использовании донных организмов в качестве индикаторов загрязнения возникают некоторые трудности. Прежде всего отбор бентосных проб достаточно трудоемок, а необходимое для точного диагноза состояния водоема определение видовой принадлежности животных требует высокой квалификации исследователей. Поэтому интервал времени между взятием проб и получением конечных результатов обследования водоема может быть весьма длительным. Между тем в ряде случаев возникает необходимость в оперативной оценке. Поэтому существует настоятельная потребность в разработке экспресс-методов биологической индикации степени загрязнения воды.

Индикаторное значение зоопланктона. Зоопланктон как показатель санитарного состояния водотока в ряде случаев может иметь некоторые преимущества. Прежде всего, таким преимуществом является легкость отбора и последующего просмотра проб. Кроме того, согласно мнению ряда авторов (Алтина и др., 1986), планктонные животные обладают большей чувствительностью по отношению к загрязнениям, в частности к хлорорганическим соединениям, чем бентосные. Однако при использовании стандартных методик определения качества воды по видам-индикаторам планктонных животных возникают те же трудности с определением видовой принадлежности животных, как и при использовании видового состава лонных зооценозов. Так, например, достоверное определение видовой принадлежности беспанцирных коловраток и простейших возможно только на живом материале. Между тем именно коловратки и инфузории составляют абсолютное большинство в имеющихся списках индикаторных организмов, что создает дополнительные трудности. В то же время в эти списки включено относительно небольшое число представителей веслоногих и ветвистоусых ракообразных, определить вид у которых легче, чем у Rotatoria и Infusoria, хотя бы только потому, что можно использовать фиксированный материал и оптические приборы с меньшим увеличением. В перечне индикаторных организмов большая часть видов планктонных рачков отнесена к показателям олигобетамензосапробной зоны и лишь 3 вида клadoцер и 1 вид циклоп определены как индикаторы альфа-бетамензосапробных условий (Унифицированные методы..., 1966), поэтому неоднократно поднимался вопрос о необходимости пересмотра списков видов-индикаторов с учетом региональных особенностей, влияющих на распространение отдельных видов (Решение симпозиума..., 1976). Подводя итог сказанному выше, нельзя не согласиться с мнением М. Ф. Поливановой (1976), что получаемые после стандартной обработки проб зоопланктона результаты не оправдывают затраченных усилий.

При использовании зоопланктона как индикатора состояния водотока необходимо учитывать особенности распределения планктона в водотоках. На стрелке реки состав зоопланктона может быть обеднен не только за счет поступающих загрязнений воды, но и вследствие механического воздействия течения, что может привести к неправильной оценке степени загрязнения: по пробам, собранным на середине, скорее можно сделать заключение, что река более загрязнена, чем по образцам, взятым у берега (Горшкова, 1986). Более показательны сборы зоопланктона в прибрежных участках рек с замедленным течением, что к тому же заметно облегчает процесс отбора проб.

Исходя из сказанного выше, становится ясно, что требуется разработать такие методы, которые были бы достаточно простыми и сделали возможным определение состояния водоема с последующим уточнением результатов по данным бентологов. Необходимость разработки методов, отвечающих этим требованиям, была достаточно давно осознана гидробиологами. Так, было предложено устанавливать сапробность не по всем видам-индикаторам планктонных животных, а использовать только 1—2 доминантные формы (Дзюбан, 1982). Предложение основано на том, что в зоопланктоне, как правило, доминирует небольшое число видов и что именно массовое развитие того или иного вида служит показателем условий в водоеме. Автором этой статьи для определения сапробности воды рек Ленинградской и Калининградской областей и р. Москвы был применен интегральный показатель, при расчете которого были использованы сведения по числу видов и численности Cladocera и Copepoda (Иванова, 1976). Предлагаемый ниже метод является дальнейшей разработкой, основанной на том же принципе.

Широко известен факт, что по мере увеличения степени загрязнения водотоков число видов в зоопланктоне уменьшается. Можно отметить наличие корреляции между химическими и бактериологическими индикаторами загрязнения и таксономическим разнообразием сообщества планктонных животных. Примером могут служить данные, приведенные по зоопланктону р. Десны (Гак, 1964; Нахшина, Алмазов, 1964; Поливанова, 1964), расчет по которым показал наличие достоверной корреляции между суммой видов (Rotatoria, Cladocera, Copepoda) и такими индикаторами

грязнения, как концентрация аммиака, бихроматная окисляемость воды, численность гетеротрофных бактерий, суммарная минерализация воды и содержание в воде кислорода. Получены коэффициенты корреляции (r):

NH_4	Окисляемость воды	Гетеротрофные бактерии	Общая минерализация	Концентрация кислорода, %
0.55	0.61	0.67	0.63	0.56

Следовательно, можно использовать число видов в зоопланктоне как показатель состояния водотока и на этом основании разработать экспресс-метод определения качества воды. Использование видового состава зоопланктона в качестве индикатора имеет определенные преимущества перед другими методами, так как благодаря легкости отбора зоопланктонных проб и возможности в случае необходимости просмотра качественных проб под биноклем непосредственно после их взятия можно быстро получить предварительную оценку состояния водотока.

В первую очередь при усилении загрязнения уменьшается число видов ветвистых ракообразных (Иванова, 1968, 1976; Криусенко, 1981; Bothar, 1972). На сильно загрязненных участках, которые по данным химического и бактериологического анализов можно отнести к классу грязных (Драчев, 1964), ракообразные представлены отдельными видами циклопов. Имеются сведения, что некоторые виды циклопов более выносливы к воздействию промышленных стоков, чем ветвистые ракообразные (Поливанная, 1964). Это дает основание предложить как индексы загрязнения суммарное число видов планктонных рачков и отношение числа видов Cladocera к числу видов Cyclopoida.

Расчет индексов. Для расчета индекса были использованы данные по летнему июль—август) зоопланктону прибрежных участков рек Москвы и Ижоры (Иванова, 1976) и устьевых частей притоков р. Невы: Черной, Мойки, Мги, Тосны, Ижоры, Лхты, Славянки (Иванова, 1968). Подробное описание станций отбора проб содержится в статьях (Озерцовская, Смирнова, 1968; Родина, Кузьмишкая, 1968; Алимов др., 1976; Фурсенко, 1976). Степень загрязнения водотоков была оценена по химическим и бактериологическим показателям согласно шестибалльной классификации С. М. Драчева (1964). Из данных табл. 1 следует, что один и тот же участок реки можно отнести к разным классам, используя разные показатели. Частично это связано с различиями в фоновых характеристиках сравниваемых рек (Бульон, Иванова, 1976). Так, содержание в воде растворенного кислорода зависит во многом от скорости течения, окисляемость воды связана с характером водосбора. Наиболее надежными индексами загрязнения, по-видимому, можно считать величину БПК₅, количество гетеротрофных бактерий и концентрацию NH_4 . Как показатели влияния загрязнений на структуру планктонного сообщества были выбраны: 1) логарифм отношения числа видов клadoцер (N_1) к числу видов циклопов (N_2), иначе — числа видов наиболее чувствительных к качеству воды животных к числу видов наиболее выносливых ($\ln(N_1/N_2)$), и 2) сумма видов Cladocera и Cyclopoida ($N_1 + N_2$). Полученные величины коэффициентов корреляции приведены в табл. 2. Наиболее ясно биологические индексы коррелируются с величиной БПК₅, высокий коэффициент корреляции был получен для зависимости между концентрацией аммиака и значением $\ln(N_1/N_2)$ в устьевых частях притоков р. Невы. Корреляция увеличивается, если сравнивать величину $\ln(N_1/N_2)$ с совместным действием перечисленных выше факторов (уравнения 1, 2):

$$Y_1 = (2.04 \pm 0.86) + (0.20 \pm 0.11) \cdot X_1 - (0.78 \pm 0.11) \cdot X_2 - (0.007 \pm 0.005) \cdot X_3, \quad (1)$$

$$Y_2 = (15.31 \pm 3.49) - (0.44 \pm 0.46) \cdot (1.38 \pm 0.45) \cdot X_2 - (0.018 \pm 0.022) \cdot X_3, \quad (2)$$

где Y_1 — $\ln(N_1/N_2)$; Y_2 — N_1+N_2 ; X_1 — концентрации NH_4 , мг N/л; X_2 — БПК₅, мг O/л; X_3 — численность гетеротрофных бактерий, тыс. кл./л.

Таблица 1

Индексация воды рек Ленинградской обл. и р. Москвы по гидрохимическим и микробиологическим показателям согласно классификации С. М. Драчева (1964)

Место отбора проб	1	2	3	4	5
Устье р. Черной	2	2	2	6	2
р. Мойки	1	2	2	6	2
р. Мги	3	3	2	6	2
р. Тосны	3	2	3	6	2
р. Ижоры	5	3	4	6	4
Исток р. Славянки	3	2	3	5	1
Устье р. Славянки	6	5	4	6	6
р. Охты	5	4	5	6	5
Р. Ижора, ст. 1	2	3	1	3	1
ст. 2	4	5	4	5	1
ст. 3	4	3	2	4	4
ст. 4	3	4	2	4	1
Р. Москва, ст. 1	1	2	1	2	2
ст. 2	2	2	1	2	2
ст. 3	6	4	3	5	4
ст. 4	6	5	4	5	3
ст. 5	6	5	4	5	4
ст. 6	6	5	5	5	2

Примечание. 1 — концентрация NH_4 , мг/л; 2 — БПК₅, мг О₂/л; 3 — численность гетеротрофных бактерий, тыс. кл./мл; 4 — перманентная окисляемость воды, мг О₂/л; 5 — насыщение воды кислородом, %.

Опираясь на гидрохимические и бактериологические данные и пользуясь классификацией С. М. Драчева (1964), можно получить, что по разным показателям один и тот же участок реки может быть отнесен к разным классам. Поэтому была сделана интегральная оценка класса воды как средняя арифметическая значений классов по 3 факторам (величина БПК₅, концентрация аммиака и численность гетеротрофных бактерий) и рассчитаны уравнения регрессии между биологическими индексами и средней арифметической (уравнения 3 и 4):

$$Y_1 = (3.51 \pm 0.93) - (0.66 \pm 0.18) \cdot X; n = 18, r = 0.66, P < 0.01, \quad (3)$$

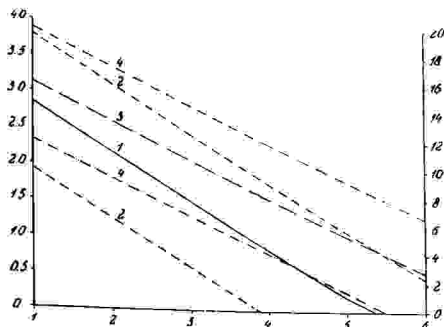
$$Y_2 = (18.1 \pm 3.9) - (2.6 \pm 0.8) \cdot X; n = 18, r = 0.65, P < 0.01, \quad (4)$$

Таблица 2

Коэффициенты корреляции зависимостей величин $\ln(N_1/N_2)$ и (N_1+N_2) от факторов среды в разных реках

Показатель	Притоки р. Невы		Р. Ижора—р. Москва		Сумма данных	
	$\ln(N_1/N_2)$	N_1+N_2	$\ln(N_1/N_2)$	N_1+N_2	$\ln(N_1/N_2)$	N_1+N_2
1	0.81	0.52	0.05	0.32	0.15	0.45
2	0.74	0.56	0.38	0.48	0.40	0.45
3	0.77	0.62	0.91	0.75	0.88	0.71
4	0.88	0.64	0.93	0.80	0.91	0.76
n	8	8	10	10	18	18

Примечание. 1 — концентрация NH_4 , мг/л; 2 — численность гетеротрофных бактерий, тыс. кл./мл; 3 — БПК₅, мг О₂/л; 4 — суммарное действие перечисленных выше факторов; n — число наблюдений.



Зависимость суммарного числа видов Cladocera и Copepoda (ось ординат, справа) и отношения числа видов этих групп (ось ординат, слева) от степени загрязнения воды.

1 — линия регрессии $N1/N2$; 2 — границы доверительного интервала регрессии $N1/N2$; 3 — линия регрессии $N1+N2$; 4 — границы доверительного интервала регрессии $N1+N2$.
По оси абсцисс — классы качества воды (по: Дранев, 1964): 1 — очень чистые, 2 — чистые, 3 — умеренно загрязненные, 4 — загрязненные, 5 — грязные, 6 — очень грязные.

где $Y1$ — $N1/N2$; $Y2$ — $N1+N2$; X — среднее по 3 факторам значение класса качества воды.

Пользуясь результатами расчета (см. рисунок) и располагая данными обработки качественных проб зоопланктона, можно примерно оценить степень загрязнения реки.

Выводы

Все определение сводится к следующему.

1. Отбор качественных проб зоопланктона в прибрежной части реки.
2. Просмотр проб непосредственно после сбора, так как предлагаемый метод не требует установления видовой принадлежности и виды могут быть на глаз определены как Cladocera 1, 2, 3... и циклопы как 1, 2, 3 и т. д.
3. Подсчет суммы видов клadoцер и циклопов и отношения между числом видов.
4. Сравнение полученных цифр с графиком.

Естественно, что этот метод может быть использован для быстрой предварительной оценки состояния биоты и в дальнейшем необходимо уточнение полученных результатов по данным бентологов.

Работа выполнена при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований, проекты № 96-15-97875 и № 96-04-48109.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Алимов А. Ф., Булюн В. В., Озерецковская Н. Г., Уминова Л. П. Общая характеристика исследованных участков некоторых рек Ленинградской, Калининградской и Московской областей // Методы биологического анализа пресных вод. Л., 1976.
- Алипова Н. М., Далматова Г. Л., Копляк С. Г. и др. Локальные изменения биоценозов под влиянием антропогенных факторов // V съезд ВГБО: Тез. докл. Тольятти, 1986. Ч. 2.
- Булюн В. В., Уминова Л. П. Некоторые химические и альгофитологические показатели для оценки качества вод // Методы биологического анализа пресных вод. Л., 1976.
- Викберг Г. Г. Общегидробиологическая основа санитарно-гидробиологических исследований // Биологическое самоочищение и формирование качества воды. М., 1975.

Винберг Г. Г. Эвтрофирование озер и первые итоги гидробиологических исследований на р. Тют и Тюльском заливе оз. Исса-Куль // Гидробиологические исследования на р. Тют и Тюльском заливе озера Исса-Куль. Л., 1977.

Гак Д. З. Санитарно-биологическая характеристика Десны и ее притоков в пределах УССР // Десна в межах України. Київ, 1964.

Горьковский Г. А. Оценка сапробности средней Оби и нижнего Иртыша по структурным характеристикам планктона и бентоса // V съезд ВГБО: Тез. докл. Тольятти, 1986. Ч. 2.

Дюбин Н. А. Упрощенное определение степени сапробности воды по зоопланктону // Гидробиол. журн. 1982. Т. 18, № 3.

Драчев С. М. Борьба с загрязнением реч, озер и водохранилищ промышленными и бытовыми стоками. М., Л., 1964.

Иванова М. Б. Планктонные Свинциса реки Невы и ее притоков // Загрязнение и самоочищение реки Невы. Л., 1968.

Иванова М. Б. Влияние загрязнения на планктонных ракообразных и возможности их использования для определения степени загрязнения реки // Методы биологического анализа пресных вод. Л., 1976.

Кривенький Т. Г. Влияние промышленных стоков на зоопланктон реки // IV съезд ВГБО: Тез. докл. Киев, 1981. Ч. 3.

Нахичин Е. П., Ахматов А. М. Гидрохимический режим Десны и влияние на него промышленные и бытовые сточные вод // Десна в межах України. Київ, 1964.

Озерецкая Н. Г., Смирнова Н. Ф. О результатах исследования химизма воды реки Невы и ее притоков в 1962—1964 гг. // Загрязнение и самоочищение реки Невы. Л., 1968.

Политанова М. Ф. Влияние загрязненных стоков Стрельны, Белоуса и Шостки на некоторых гидробионтов // Десна в межах України. Київ, 1964.

Политанова М. Ф. Опыт применения существующих методов и возможные критерии оценки качества воды Днепра у Киева по зоопланктону // Методы биологического анализа воды. Л., 1976.

Решение симпозиума «Гидробиологические методы контроля качества вод» // Методы биологического анализа пресных вод. Л., 1976.

Родина А. Г., Кузнецкая Н. К. Численность бактериопланктона в реке Неве и ее притоках // Загрязнение и самоочищение реки Невы. Л., 1968.

Унифицированные методы исследования качества вод. Л., 1966. Т. 4.

Фурсенко М. В. Применение некоторых микробиологических показателей для оценки качества вод // Методы биологического анализа пресных вод. Л., 1976.

Rothar A. Crustacea-Planktonuntersuchungen im Donauarm von Soroksar (danubialis hungarica LXV) // Ann. Univ. sci. Budapest. Sec. biol. 1972. Vol. 15.

УДК 504.054 + 574.583(28) : 591

ПРИМЕНЕНИЕ ИСКУССТВЕННЫХ СУБСТРАТОВ ДЛЯ УСТАНОВЛЕНИЯ ВЛИЯНИЯ ПРОМЫШЛЕННЫХ СТОКОВ НА СТРУКТУРУ МАКРОЗООБЕНТОСА МАЛОЙ РЕКИ

© 1997 Г. Х. Щербина

*Институт биологии внутренних вод им. И. Д. Папанина РАН,
152742, пос. Борок, Ярославская обл., Неклузский р-н*

Рассматривается возможность применения искусственных субстратов для изучения влияния стоков сыроваров на структуру донных сообществ малой реки. Впервые дан весь список донных макробеспозвоночных р. Латки и установлено, что стоки сыроваров существенно влияют на структуру макрозообентоса. Показано, что, несмотря на значительные различия количественных показателей макрозообентоса на естественных грунтах и контейнерах с листовым опадом, видовое разнообразие и величина индекса сапробиности по Пайтле-Букху практически не различались.

Ключевые слова: малая река, макрозообентос, стоки сыроваров, искусственные субстраты, сапробиность.

An opportunity of application of artificial substrates for study of the effect of industrial sewages from cheese dairy on structure of bottom communities in a small river is considered. For the first time the list of bottom macroinvertebrates in the Latka river is presented. It is also established that the cheese dairy sewages effect significantly the macrozoobenthos structure. It is shown that in spite of discrepancy between quantitative indexes of macrozoobenthos in natural grounds and in containers with dead leaves specific diversity and saprobity index according to Paitle-Buck don't practically differ.

Key words: a small river, macrozoobenthos, cheese dairy sewages, artificial substrate, saprobity.

Введение

Донные беспозвоночные и их сообщества благодаря особенностям экологии могут служить хорошими показателями происходящих изменений внешней среды, в том числе и антропогенного характера. Большинство представителей донных макробеспозвоночных имеет продолжительный жизненный цикл — несколько месяцев и лет, поэтому их сообщества аккумулируют изменения условий существования в течение достаточно длительных периодов. Малые реки интенсивно используются в хозяйственной деятельности человека и быстро реагируют на различные виды антропогенного воздействия.

В своей концепции динамики пятен в экологии сообществ проточных водоемов К. Таунсенд (Townsend, 1989) приводит 3 основных метода, пригодных для их изучения: феноменологический учет конкретных событий; сравнительное изучение проточных водоемов, выделяющее особенности режима возмущений; экспериментальные манипуляции. Причем феноменологические и экспериментальные исследования, по мнению автора, должны производиться совместно.

Ранее на р. Латке изучалось влияние стоков сыроваров на видовую структуру и распределение личинок хирономид в 1980, 1984 и 1988 гг. (Гребенюк, 1994а, 1994б). При этом остальные компоненты донных беспозвоночных (олигохеты, моллюски, пиявки, ракообразные и др.) автором не рассматривались. Нашей задачей являлось восполнить этот пробел, используя как традиционные гидробиологические подходы, так и некоторые, весьма перспективные для малых рек, методы — искусственные

субстраты. Общеизвестно, что для каждого типа грунтов характерны свои доминирующие илы и сообщества донных беспозвоночных, и в то же время на одних и тех же грунтах с увеличением глубины одни биоценозы замещаются другими. Поэтому при установлении влияния на макрозообентос различных антропогенных факторов одним из основных критериев, на наш взгляд, должна быть сравнимость исследуемых участков, т. е. биотопы должны быть максимально сходны. На естественных грунтах найти близкие по различным параметрам биотопы практически невозможно. Значительно проще найти сходные по режиму течения и глубине участки с последующей установкой на них искусственных субстратов. Цель данной работы — оценить структуру сообщества донных макробеспозвоночных, поселившихся на искусственных субстратах при различных уровнях антропогенной нагрузки, сравнить аналогичные показатели сообщества на искусственных субстратах и естественных грунтах.

Материал и методика

Р. Латка — малый приток Волжского плеса Рыбинского водохранилища. Ее длина — 15 км, площадь водосбора — 35.1 км², среднегодовой расход воды — 0.153 м³/с.

Исходя из проведенных ранее сравнительных исследований р. Латки (на 6—14 станциях) по влиянию стоков сыззавода на структуру зоопланктонных (Крылов, 1993) и хирономидных (Гребенюк, 1994а, 1994б) сообществ нами были установлены 3 станции, которые совпали с некоторыми станциями вышеуказанных авторов: 1-я — фоновая — расположена на 0.5 км выше сброса сточных вод, 2-я — в месте сброса стоков, 3-я — в 4.5 км от фоновой, т. е. на участке, где в осенний период происходит восстановление качества вод (Крылов, 1993). На 1-й и 3-й станциях грунты были представлены серыми, на 2-й — черными илами. В качестве искусственного субстрата использовали контейнеры ($S = 200 \text{ см}^2$ с листовым опадом. Контейнеры представляли собой рамку размером $21 \times 20 \text{ см}$, сделанную из телефонного провода и обтянутую делью размером ячеей $11 \times 11 \text{ мм}$. Высушенные листья березы и липы (по 5 г каждого вида) равномерно укладывали внутрь согнутой пополам рамки, края которой скрепляли веревкой — для предотвращения вымывания листьев. Для уменьшения плавучести контейнеры с листовым опадом за сутки до установки замачивали в дистиллированной воде. На каждой станции помещали по 3 контейнера, причем выбирали участки реки, максимально сходные по режиму течения и имеющие одинаковую глубину (15 см) в момент установки. Камни, прикрепленные к каждому субстрату, препятствовали их смыву во время дождевых паводков, которые являются обычными для малых рек Рыбинского водохранилища в осенний период.

Для колонизации искусственных субстратов донными макробеспозвоночными отводили 40 сут — с 19 августа по 28 сентября 1995 г. По истечении времени экспозиции контейнеры осторожно поднимали и помещали в отдельный полиэтиленовый пакет. Одновременно с подъемом искусственных субстратов отбирали пробы макрозообентоса на естественных грунтах несколько выше по течению от места установки контейнеров. Отбор проб осуществляли штанговым дночерпателем с площадью захвата грунта 25 см^2 , по 8 выемок на каждой станции, что соответствовало площади одного субстрата. В лабораторных условиях пробы макрозообентоса и остаток листового опада каждого контейнера промывали через сито из мельничного газа № 32. Организмы выбирали живыми и фиксировали в 8%-ном формалине. Камеральную и статистическую обработку собранного материала проводили по общепринятым методикам с некоторыми дополнениями, изложенными нами ранее (Щербина, 1993). Степень разложения листового опада определяли взвешиванием остатков листьев березы и липы, предварительно высушив их в течение нескольких суток при комнатной температуре.

Для характеристики состояния донных макробеспозвоночных использовали следующие показатели: количество видов, численность (N , экз./м²), биомассу (B , г/м²),

индекс видового разнообразия Шеннона—Уивера (H, бит/экз.), индекс сапробиости по Паитле-Букку (S), относительный размах вариации (%), БПК, (мг O_2 /л), трофическую структуру.

Результаты и обсуждение

Всего на искусственных субстратах и естественных грунтах выявлено 43 вида донных макробеспозвоночных, из которых наиболее широко представлены хирономиды (16 видов), олигохеты и моллюски (по 9 видов). Более 75 % обнаруженных видов зарегистрировано на фоновой станции, и то время как на ст. 3 — 21, на ст. 2 — 6 видов (табл. 1). Видовое богатство искусственных субстратов выше, чем естественных грунтов — 34 и 24 вида соответственно, что является вполне объяснимым. Листья березы и липы, разлагаясь, служат пищей для большинства донных беспозвоночных и особенно для детритофагов: собирателей, глотателей, фильтраторов-собирателей. Колонизация контейнеров с листовым опадом шла за счет макробеспозвоночных из естественных грунтов (на которые были установлены субстраты) и оседанием дрейфующих животных, основу которых в р. Латке составляют личинки и куколки хирономид. Повышенному видовому богатству искусственных субстратов способствовало, несомненно, и большее число проб (9) по сравнению с таковыми естественного макрозообентоса (3). На всех станциях обнаружено только 3 вида — *Limnodrilus hoffmeisteri*, *Tubifex tubifex* и *Chironomus melanotus*, а более 50 % видового состава отмечены единично (табл. 1). В контрольном участке самые высокие индексы видового разнообразия Шеннона—Уивера (3.02—3.29) наблюдались на искусственных субстратах и в дночерпательной пробе (3.16), несколько ниже его значение на ст. 3 (1.83—2.53 и 2.53) и минимальное — на ст. 2 (0.65—0.89 и 1.04). Наименьший индекс видового сходства Чекановского—Серенсена (0.20) отмечен между станциями 1-й и 2-й, несколько выше он между 2-й и 3-й (0.29) и максимальный — между 1-й и 3-й станциями (0.47).

Видовая структура макрозообентоса фоновой станции весьма разнообразна и состояла из моллюсков, олигохет, пиявок, ракообразных, хирономид и др. (табл. 1, 2). На естественных грунтах и искусственных субстратах основу численности составляли олигохеты — 74 и 51 % соответственно. По биомассе на серых илах доминировали моллюски, составляющие около 60 % от общей, в контейнерах с листовым опадом — ракообразные — около 50 %.

После сбросов стоков сызводства в донных сообществах остаются только представители 2 групп — хирономиды и олигохеты, причем последние значительно преобладали на черных илах и искусственных субстратах по численности (96—99.6 % от общей) и биомассе (89—98 % от общей). По мере самоочищения вод видовая структура становилась значительно разнообразнее и по сравнению с фоновой; на ст. 3 отсутствовали только представители ручейников и мокрецов. Основу численности продолжали составлять олигохеты (76—96 % от общей), а по биомассе они доминировали только на серых илах (71 %), в то время как на контейнерах с листовым опадом ведущая роль принадлежит хирономидам (60 %).

На искусственных субстратах минимум численности и биомассы макробеспозвоночных наблюдали на фоновой станции — 4.1—7.3 тыс. экз./м² и 10.8—26.9 г/м², существенно выше эти показатели были на ст. 3 — 38.45—58.55 тыс. экз./м² и 58.6—98.6 г/м² и достигали максимума на ст. 2 — 47.6—62.05 тыс. экз./м² и 202.8—240.9 г/м². На естественных грунтах количественные показатели макрозообентоса на ст. 1 были в 4—5 раз выше, чем в среднем на искусственных субстратах, на ст. 2 аналогичное превышение составило 10—20 раз (табл. 2). Обратную картину на ст. 3, где обилие макрозообентоса на серых илах было в 2—3 раза наблюдали на ст. 3, где обилие макрозообентоса на серых илах было в 2—3 раза ниже, чем в контейнерах с листовым опадом. По-видимому, на ст. 3 в результате очистки в грунтах недостаточно органических веществ, и донные макробеспозвоночные более активно колонизировали искусственные субстраты с более благоприятными трофическими условиями.

Видовой состав микрозообентоса на различных ступенях (1-3)

Вид	1		2		3	
	А	Б	А	Б	А	Б
Mollusca						
<i>Valvata depressa</i> C Pfeiffer	-	+	-	-	-	-
<i>Bithynia leachi</i> (Shepp)	-	+	-	-	-	-
<i>Planorbis carneus</i> (L.)	-	-	-	-	+	-
<i>Sphaerium carneum</i> (L.)	-	+	-	-	+	-
<i>Amesoda scaldiana</i> (Normand)	+	-	-	-	-	-
<i>Pisidium amnicum</i> (O. F. Müller)	-	+	-	-	-	-
<i>P. inflatum</i> (Mühlfeld in Porto)	-	+	-	-	-	-
<i>Euglesa crassa</i> (Stell)	+	+	-	-	+	+
<i>E. scholtzi</i> (Clessin)	+	-	-	-	-	-
Oligochaeta						
<i>Aukodrilus plurisetus</i> (Piguet)	+	+	-	-	-	-
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	+	+	+	+	+	+
Claparede						
<i>L. udekemianus</i> Claparede	+	+	+	+	+	+
<i>Potamothenix bedoti</i> (Piguet)	+	+	-	-	-	+
<i>P. hammoniensis</i> (Mich.)	-	+	-	-	+	+
<i>P. vejdoskyi</i> (Hrabě)	+	+	-	-	-	-
<i>Psammoryctides moravicus</i> Hrabě	+	+	-	-	-	-
<i>Tubifex tubifex</i> (O. F. Müller)	-	-	+	-	-	-
<i>Lumbriculus variegatus</i> O. F. Müller	-	-	+	-	-	-
Hirudinea						
<i>Glossiphonia complanata</i> (Rathke)	+	-	-	-	-	-
<i>Helobdella stagnalis</i> (L.)	-	-	-	-	+	-
<i>Erpobdella octoculata</i> (L.)	+	+	-	-	-	-
Crustacea						
<i>Asellus aquaticus</i> (L.)	+	-	-	-	+	-
Trichoptera						
<i>Cyrnus flavidus</i> McLach.	+	-	-	-	-	-
<i>Phryganea bipunctata</i> Retz.	+	-	-	-	-	-
<i>Malania angustata</i> Curt.	-	+	-	-	-	-
Megaloptera						
<i>Sialis lutaria</i> L.	-	+	-	-	-	-
Diptera						
Ceratopogonidae						
<i>Probezia seminigra</i> (Panzer)	+	+	-	-	-	-
Chironomidae						
<i>Apsectrotanyppus trifascipennis</i> (Zett.)	-	-	-	-	+	+
<i>Procladius choreus</i> (Mg.)	-	-	-	-	+	-
<i>P. ferrugineus</i> (K.)	+	+	-	-	+	-
<i>Thienemannimyia lentiginosa</i> (Freis.)	+	-	-	-	+	-
<i>Procladius olivaceus</i> (Mg.)	-	-	-	-	+	+
<i>Limnophyes pusillus</i> Fat.	-	-	-	-	+	+
<i>Chironomus luridus</i> Str.	-	-	-	-	+	-
<i>Ch. melanotus</i> Keyl	+	-	+	+	+	-
<i>Ch. piger</i> Str.	-	-	-	+	-	-
<i>Endochironomus impar</i> (Walk.)	+	-	-	-	-	-

Таблица 1 (продолжение)

Вид	1		2		3	
	А	Б	А	Б	А	Б
<i>Microtendipes pedellus</i> (De Geer.)	+	—	—	—	+	+
<i>Paratendipes albimanus</i> (Mg.)	+	—	—	—	+	—
<i>Pentapodilum exsectum</i> K.	+	—	—	—	—	—
<i>Polypodilum scolaeum</i> Schr.	+	—	—	—	—	—
<i>Tanytarsus medius</i> Reiss et Fitt.	—	—	—	—	—	+
<i>Microspectra viridisculata</i> G.	+	—	—	—	+	+

Примечание. Здесь и в табл. 2, 3 А — искусственные субстраты, Б — естественные грунты.

На всех 3 станциях по численности доминировали представители олигохет, причем на фоновой станции на обоих типах сообществ доминировал *Aulodrilus plurisetus*, а на ст. 3 — *Tubifex tubifex*. На ст. 2 по обоим количественным показателям преобладали олигохеты: на искусственных субстратах — *Limnodrilus hoffmeisteri*, на естественных грунтах — *Tubifex tubifex*. По биомассе на искусственных субстратах 1-й станции ведущая роль принадлежала представителю ракообразных *Axellus aquaticus*, на естественных грунтах — моллюску *Pisidium inflatum*. На серых илах 3-й станции доминировала олигохета *Limnodrilus hoffmeisteri*, а в контейнерах с листовым опадом — хирономида *Chironomus melanotus*, личинки которой в дночерпательной пробе данной станции отсутствовали.

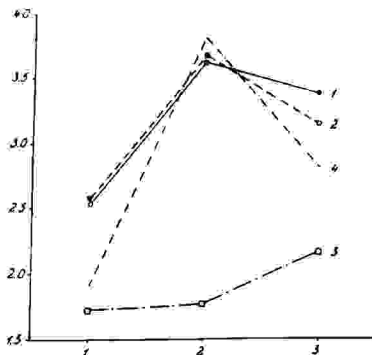
Несомненно, огромная численность и биомасса макробеспозвоночных на ст. 2 — результат сброса стоков сыззавода. Причем 99 % численности и 96 % биомассы здесь составили 2 представителя олигохет — *Tubifex tubifex* и *Limnodrilus hoffmeisteri*, являющиеся полисапробами с довольно высокими индексами сапробности — 3.7 и 3.6 соответственно (Uzunov et al., 1988). Хотя количественные показатели макрозообентоса на искусственных субстратах и естественных грунтах существенно

Таблица 2

Количественная характеристика основных групп макрозообентоса на различных станциях (1—3) р. Лава

Группа макробеспозвоночных	1		2		3	
	А	Б	А	Б	А	Б
Моллюски	0.22	6.80	—	—	0.12	0.40
	1.65	51.30	—	—	0.81	1.91
Олигохеты	3.10	23.70	55.78	1341.20	43.65	18.30
	1.98	20.67	217.57	2376.16	25.13	18.74
Пиявки	0.18	0.30	—	—	0.12	—
	5.73	8.00	—	—	0.04	—
Ракообразные	0.80	—	—	—	0.15	—
	10.13	—	—	—	1.55	—
Хирономиды	1.38	0.30	0.85	11.60	2.40	4.20
	0.28	0.11	9.10	98.67	43.15	5.74
Остальные	0.18	1.00	—	—	0.02	—
	0.78	7.34	—	—	1.83	—
Общая	5.86	32.10	56.63	1352.80	51.36	22.90
	20.55	87.42	226.67	2474.83	72.51	26.39

Над чертой — численность, тыс. экз./м², под чертой — биомасса, г/м².



Изменение индекса сапробности и БПК₅ на исследованном участке р. Латки.

1 — индекс сапробности макрозообентоса на искусственных субстратах; 2 — то же на естественных грунтах; 3 — индекс сапробности зоопланктона; 4 — БПК₅ мг О₂/л; 3, 4 — данные А. В. Крылова (1993).
По оси ординат — величина индекса сапробности и БПК₅, по оси абсцисс — номер станции.

различались, рассчитанные нами величины индекса сапробности по Пянтле-Букке довольно близки. На искусственных субстратах контрольной станции его величина составила 2.46—2.61, на естественных грунтах — 2.56, что соответствует α , β -мезосапробной зоне. После поступления стоков сырзавода величина индекса в контейнерах возросла до 3.60—3.61, на черных илах — до 3.66, что соответствует полисапробной зоне. На ст. 3 в результате самоочищения сапробность снизилась и составила на искусственных субстратах 3.29—3.40, на серых илах — 3.12, т. е. ст. 3 становится α -мезосапробной зоной. Относительно высокий индекс сапробности контрольной станции говорит о высокой степени различной антропогенной нагрузки в верхнем течении р. Латки — населенные пункты, фермы, сельхозугодья и т. д. Хотя по значению индекса сапробности зоопланктонных сообществ ст. 1 не отличается от ст. 2 (Крылов, 1993), по величине БПК₅ автор характеризует контрольную станцию как умеренно загрязненную, что и подтвердили наши расчеты индекса сапробности по донным макробеспозвоночным естественных грунтов и искусственных субстратов (см. рисунок).

Характеризуя в целом структуру макрозообентоса р. Латки, можно отметить, что максимальные различия между двумя методами наблюдались в количественных показателях (табл. 2, 3).

С поистинным размах вариации на искусственных субстратах различных станций составил по биомассе 17—78, по численности — 26—57 %. Значительно ниже аналогичный показатель у остальных структурных характеристик: индекса видового разнообразия Шеннона—Уивера — 9—32 %, числа обнаруженных видов — 0—12 % и индекса сапробности — 0—6 %.

При взвешивании остатков листового опада было установлено, что скорость разложения листьев липы в 3 раза выше, чем березы, она составила 18—30 и 60—73 % от поставленной массы соответственно. Причем наименьшая степень разложения отмечена на контрольной станции, несколько выше на ст. 2 и максимальная — на ст. 3 (табл. 3), что косвенно подтверждает сделанный нами выше вывод о недостаточном количестве органических веществ на данной станции.

Некоторые структурные характеристики макрозообентоса различных стаций (1—3) р. Латки

Характеристика	1		2		3	
	А	Б	А	Б	А	Б
Количество видов	17	18	4	5	16	11
Индекс Шеннона—Уинера	3.15	3.16	0.74	1.04	2.21	2.53
Индекс сапробности	2.53	2.56	3.61	3.66	3.35	3.12
Остаточная масса липы, %	26.5	—	22.5	—	21.0	—
Остаточная масса березы, %	70.0	—	63.5	—	63.0	—

Фауна донных макробеспозвоночных р. Латки публикуется нами впервые. В исследованиях Л. П. Гребенюк (1994а) приводится 51 вид хирономид, найденных на 14 станциях реки в течение 3 лет (1980, 1984 и 1988 гг.). Нами в макрозообентосе зарегистрировано 16 видов, 12 из которых указаны в работе Л. П. Гребенюк (1994а), а 4 вида приводятся впервые (*Procladius ferrugineus*, *Limnophyes pusillus*, *Paratendipes albitarsus*, *Tanytarsus medius*). Эти 4 вида относительно многочисленны в составе донных сообществ Рыбинского водохранилища и его малых притоков (Шилова, 1976).

Заключение

Проведенные исследования показали существенное влияние стоков сыззавода на структуру донных сообществ р. Латки, что выражается в значительном обеднении видового состава и низком индексе видового разнообразия, увеличении индекса сапробности, чрезвычайно большой плотности полисапробных видов олигохет *Tubifex tubifex* и *Limnodrilus hoffmeisteri*. Хотя количественные показатели макрозообентоса на искусственных субстратах значительно отличались от таковых естественных грунтов, число обнаруженных видов, индексы видового разнообразия и величина индекса сапробности практически были одинаковыми и имели очень низкий относительный размах вариации. Все это позволяет нам сделать вывод о применимости искусственных субстратов для изучения антропогенного влияния на донные сообщества макробеспозвоночных малых рек.

Кроме одинакового трофического биотопа для искусственных субстратов характерен равный объем проб, что нельзя сказать о дночерпательных пробах, объем которых зависит от толщины иловых осадков и различается в наших исследованиях в 2—4 раза. Существенным преимуществом искусственных субстратов является то, что на разборку и камеральную обработку одной дночерпательной пробы тратилось в среднем в 2 раза больше времени, чем на аналогичную обработку 3 контейнеров с листовым опадом, хотя обследованная площадь в последнем случае была в 3 раза больше.

Работа выполнена в рамках российско-американского сотрудничества по проекту 02.02-15 «Оценка комплексного антропогенного воздействия на экосистемы». Выражаю искреннюю благодарность Ричарду Шоттгеру и Дэвиду Галату за приглашение посетить в 1993 г. Среднезападный научный центр по изучению загрязнений в г. Колумбия (Миссури, США), где и была запланирована представленная работа. Я также признателен моему коллеге Барри Поултону за ценные советы при подготовке к проведению экспериментальных исследований.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Гребенюк Л. П. Качественный и количественный состав хирономид реки Латки, малого притока Рыбинского водохранилища // Биология внутренних вод: Информ. бюл. СПб., 1994а. № 96.
 Гребенюк Л. П. Оценка степени загрязнения р. Латки (малого притока Рыбинского водохранилища) по составу хирономид // Биология внутренних вод: Информ. бюл. СПб., 1994б. № 97.

Крылов А. В. Зооценоз и качество вод малой реки в условиях воздействия промышленных стоков // Зооценозы водоемов бассейна Верхней Волги в условиях антропогенного воздействия. СПб., 1993.

Шилков А. И. Хищники Рыбинского водохранилища. Л., 1976.

Щербина Л. А. Годовая динамика макрозообентоса открытого мелководья Волжского плеса Рыбинского водохранилища // Зооценозы водоемов бассейна Верхней Волги в условиях антропогенного воздействия. СПб., 1993.

Tomiyama C. R. The patch dynamics concept of stream community ecology // J. North Amer. Benthological Soc. 1989, Vol. 8 (1).

Uzun J., Kovai V., Sladecek V. Indicator value of fresh water Oligochaeta // Acta hydrochim., hydrobiol. 1988 Vol. 16, N 2.

УДК 597—15 · 026.027

**РАСПРЕДЕЛЕНИЕ РАННЕЙ МОЛОДИ РЫБ В ПРИПЛОТИННОЙ ЗОНЕ
РЫБИНСКОЙ ГЭС И ЕЕ СКАТ ЧЕРЕЗ ПЛОТИНУ**

© 1997 В. И. Кишко, М. И. Базаров, Н. А. Халько

*Институт биологии внутренних вод им. И. Д. Папанова РАН,
152742, пос. Борки, Ярославская обл., Некоузский р-н*

Исследовано распределение ранней молоди рыб в приплотинной зоне Рыбинской ГЭС, лодовой и возрастной составы покатышков и динамика их ската через агрегаты ГЭС. Установлено, что через агрегаты ГЭС скатывается значительное количество разнолидовой молоди, выносимой стоковыми течениями с близлежащих и удаленных на 20—30 км нерестилищ. Анализируются возможные причины попадания молоди в зону стоковых течений, направленных к ГЭС.

Ключевые слова: молодь, распределение, скат.

Distribution of larvae and juveniles fishes were investigated in area before and after Rybinsk power plant. Species's and age's composition of young fish and dynamic of movements these fishes through hydraulic turbines were defined. Majority species of young fishes drifted by passing streamers out of near and distant places of spawning.

There is an analysis of possible reasons of downstream young fish migration toward Rybinsk power plant in passing streamers.

Key words: young fish, distribution, downstream fish migration.

Введение

Известно, что во время покатных миграций происходит массовый вынос молоди рыб из водохранилищ, в том числе и через плотины ГЭС. Исследования на зарегулированных водосемах показали, что масштабы и параметры ската рыб зависят от разнообразных биотических и абиотических факторов среды, от морфологии водоема и условий изъятия из него стока. Иногда вынос молоди достигает таких масштабов, что сказывается на численности отдельных видов, населяющих данный водоем (Павлов и др., 1985, 1988).

Ранее было установлено, что через агрегаты Рыбинской ГЭС скатываются особи 12 видов, среди которых в массе встречается молодь окуня и снетка и в меньшем количестве плотвы, уклей, ряпушки, чехони, верховки, синца (Володин, 1958; Павлов и др., 1985). Нами сделана попытка выявления участка водохранилища, откуда, возможно, приносится молодь рыб в приплотинную зону верхнего бьефа Рыбинской ГЭС, и произведена оценка масштабов ската этой молоди через агрегаты ГЭС.

Материал и методика

В мае—октябре 1990—1991 гг. исследовали пространственное распределение молоди рыб в районе Рыбинской ГЭС. Приплотинная зона верхнего бьефа имеет вид залива, с одной стороны ограниченного восточным берегом водохранилища, с другой — берегом п-ова Каменники. Ширина этого участка у плотины 5 км, на расстоянии 9 км от ГЭС на траверзе д. Волково — 2,2 км, у мыса п-ова Каменники в 25 км от плотины — 12—14 км. Этот своеобразный залив вытянут с юга на

север и поэтому находится под воздействием наиболее частых северных ветров, увеличивающих стоковое течение (Рыбинское водохранилище... 1972). На участке, примыкающем к плотине, рельеф дна сложен. Непосредственно у плотины от русла р. Шексны к плотине ГЭС идет узкий подводящий канал глубиной 18—20 м. Русло р. Шексны перекрыто дамбой. По мере удаления от ГЭС увеличиваются мелководья и уже в 0.8—1.0 км от плотины рельеф дна формируется затопленным руслом р. Шексны шириной 30—40 м и глубиной до 26 м и ее пойменной террасой шириной более 2 км, глубиной 7—15 м. Кроме пойменной террасы здесь имеются обширные мелководья с глубинами 1—4 м. На всем исследованном участке отмечается высокое содержание кислорода в воде, даже на глубине 26 м в придонных слоях оно не менее 6 мг/л.

Большую часть года Рыбинская ГЭС работает в полупиковом режиме с двойным перерывом в течение суток, вплоть до полной остановки всех агрегатов. При работе турбин, когда сброс воды превышает 1000 м³/с, в приплотинной зоне вдоль затопленного русла р. Шексны независимо от воздействия ветров образуется направленное к плотине течение. Его скорость в верхнем слое воды составляет 12—16 см/с при сбросе 2000 м³/с и 20—25 см/с — при сбросе 3500 м³/с; наиболее высокая (до 35 см/с) отмечается в русле Шексны вблизи ГЭС (до 1 км) и в 9 км от нее в месте сужения залива. При резком уменьшении сбросных расходов возникает подъем уровня в районе ГЭС, образуется обратная положительная волна и возникает течение, направленное от плотины. Смена направления перемещения водных масс происходит за 10—30 мин, а движение их в противоположном направлении продолжается 1.5—2 ч при скорости, не превышающей в районе д. Волково 3—4 см/с (Литвинов, 1965).

В работе использовали ихтиологические и гидробиологические методы исследований. Контрольные отловы рыб проводили различными орудиями лова. В верхнем бьефе подросшую молодь (сеголеток и годовиков) ловили в различных горизонтах воды в светлое время суток с экспедиционного судна типа ПТС пелагическим тралом с горизонтальным и вертикальным раскрытием 12 и 1.5 м соответственно и ячеей в кутке 4 мм. Время траления 10 мин. Личинок и раннюю молодь рыб отлавливали сеткой Кори из газа № 9 (размер 1 м × 0.5 м) и ловушкой из дели с ячейей 4 мм (размер 1 м × 1 м) в горизонте 0—3 м. Время лова 5 мин. В литорали молодь отлавливали мальковой волокушей с раскрытием 12 и 1 м, с ячейей в кутке 4 мм. Под плотинной отлов молоди, прошедшей через агрегаты ГЭС, проводили с помощью ловушки или сетки Кори, опускаемых на шнуре длиной 30—50 м в поток воды от крайних агрегатов. Время лова — 10 мин. За период исследований обработаны 4 суточные станции с отбором проб через каждые 6 ч. Плотность молоди рыб рассчитывали по формуле:

$$P = K \frac{N}{S \times V \times T}, \text{ шт./м}^3,$$

где N — количество пойманных рыб, S — площадь устья орудия лова (0.5 м² — для сетки Кори, 1 м² — для ловушки и 180 м² — для пелагического трала), V — скорость фильтрации воды через орудия лова, м/с (при обловах в верхнем бьефе эту скорость принимали равной скорости судна при тралении — 5 км/ч, а под плотиной она соответствовала скорости течения воды), T — время лова, с. Коэффициент уловистости сетки Кори и ловушки принимали за единицу, пелагического трала — 0.2. Весь улов подвергали общему биоанализу. У части улова просматривали содержимое кишечника и желудков. Кроме того, в верхнем бьефе был изучен видовой состав, обилие (биомасса) и распределение зоопланктона и зообентоса. Скорость течения измеряли по типовым методикам гидробиологическими вертушками ГР, скорость и направление ветра — анемометром АРИ-49. Работу проводили по одной и той же сетке станций в течение 2 лет.

Всего отловлено около 3000 экз. рыб (163 пробы), из них почти 80 % приходилось на долю ранней молоди — предличинки и личинки.

Результаты исследований

Верхний бьеф. Обследование побережья верхнего бьефа Рыбинской ГЭС в 1990 г. показало, что на километровом участке вверх от плотины успешно отнерестились многие виды фитофильных рыб. В начале июня личинок отлавливали вдоль левого и правого берегов. За 5 мин траления в сетку Кори попадало от 10 до 58 экз. В районе дамбы (в 50 м от плотины) концентрация личинок была в несколько раз выше — уловы на одно пятиминутное траление достигали 80—150 экз. Картина распределения молоди в прибрежье сохранялась в период с мая по август с одновременным уменьшением численности молоди на этих биотопах. Постоянно в уловах преобладала молодь карповых (более 90 % улова), остальное приходилось на долю окуня и щуки (табл. 1).

В пелагиали приплотинной зоны первые личинки обычно появляются в конце мая—начале июня. Поздняя холодная весна 1990 г. определила растянутость нереста и периода инкубации икры рыб. В связи с этим в пелагиали даже в июне встречались личинки на ранних стадиях развития. Так, в уловах одновременно присутствовали предличинки судака и окуня в стадиях В и личинки на стадиях C_2 — D_1 . Молодь сетка и леща в это же время была представлена стадиями C_2 — D_1 .

Основу уловов (более 90 %) составляли окуневые, из которых в начале июня преобладали окунь и судак, в середине — ерш и в конце месяца — судак и ерш. Плотность ранней молоди в мае—июне в приплотинной зоне была высокой, в среднем 0.28 экз./м³ при максимальной величине 2 экз./м³ (табл. 2).

По мере удаления от плотины плотность молоди менялась следующим образом: максимальной она была на расстоянии 8—9 км от плотины, в месте сужения залива, а также на значительном удалении от нее (27—33 км), вблизи устьев нерестовых рек Ухры и Согожи (табл. 3). Во всех уловах в пелагиали, как у самой плотины, так и в отдалении от нее, преобладали окуневые.

Распределение и плотность молоди весной—летом 1991 г. были аналогичными. Однако весна 1991 г. в отличие от весны 1990 г. была теплой и безветренной, нерест и выклев прошел дружно. Поэтому в уловах не отмечено большого разнообразия в стадиях развития личинок и ранней молоди. Доминирующим видом в уловах 1991 г. (до 70 %) были личинки и молодь сетка, а его максимальные уловы в приплотинной зоне водохранилища приходились на наиболее ветреный период — конец июня—июль.

Нижний бьеф. В нижнем бьефе на протяжении вегетационного периода уловы были представлены 8 видами рыб: окуневыми (судак, окунь, ерш), карповыми (плотва, укля, чехонь), сиговыми (ряпушка), корюшковыми (снеток). По численности доминировали окуневые или же окуневые и снеток (табл. 4).

В отличие от окуневых карповые скатывались через плотину менее интенсивно, в уловах их количество не превышало 11 %.

Таблица 1

Соотношение молоди рыб в литорали (над чертой) и пелагиали (под чертой) приплотинной зоны верхнего бьефа Рыбинской ГЭС в июне 1990 г., %

Дата улова	Номер станции	Количество пойманных рыб, экз.	Карповые	Окуневые	Снеток	Щука
5	10	333	90.6	9.4	0	0
	8	160	2.0	97.0	1.0	0
	10	230	93.2	4.6	0	2.3
13	10	75	3.0	95.0	2.0	0
	8	162	86.2	9.2	0	4.6
25	10	70	2.2	95.1	2.8	0
	10					

Таблица 2

Плотность молоди в пеллягали припильной зоны верхнего бьефа в радиусе 1 км, экз./м³

Дата вылова	Число тралений	Количество пойманных рыб, экз.	Снеток	Окуновые	Карповые	Всё виды
31 V	10	527	0.005	0.460	0.020	0.495
5 VI	8	110	0.002	0.180	0.003	0.185
13 VI	8	230	0.004	0.250	0.007	0.261
25 VI	10	162	0.005	0.170	0.004	0.179
Среднее			0.004	0.265	0.009	0.280

Таблица 3

Плотность молоди рыб в пеллягали верхнего бьефа на различном удалении от ГЭС 5 июня 1990 г., экз./м³

Удаление от ГЭС, км	Число тралений	Количество пойманных рыб, экз.	Окуновые	Карповые	Снеток	Всё виды
0—1	10	330	0.183	0.003	0.002	0.188
8—9	3	80	0.583	0.003	0	0.586
22—23	3	10	0.079	0	0	0.079
27—28	3	58	0.417	0	0	0.417
32—33	3	29	0.166	0	0	0.166

Таблица 4

Видовой состав уловов покатышков в нижнем бьефе Рыбикской ГЭС в 1990 г. (над чертой) и 1991 г. (под чертой), %

Вид	Июнь	Июль	Август	Октябрь
Судак	<u>65.7</u> 3.6	<u>63.0</u> 14.1	<u>14.4</u> 1.6	<u>55.8</u> 34.6
Окунь	<u>10.2</u> 44.3	<u>12.7</u> 4.5	<u>57.1</u> 20.3	<u>16.3</u> 0
Ерш	<u>15.5</u> 35.1	<u>19.5</u> 6.4	<u>0</u> 14.1	<u>3.5</u> 11.5
Снеток	<u>3.6</u> 5.5	<u>4.0</u> 73.7	<u>4.8</u> 62.5	<u>18.6</u> 46.1
Ряпушка	<u>2.5</u> 0	<u>0</u> 0	<u>19.0</u> 0	<u>1.2</u> 0
Карповые	<u>2.5</u> 11.0	<u>0.8</u> 1.3	<u>4.8</u> 1.6	<u>4.7</u> 11.5
Количество выловленных рыб, экз.	<u>295</u> 71	<u>132</u> 346	<u>96</u> 36	<u>35</u> 27

Суточные динамика сноса молоди через агрегаты Рыбинской ГЭС в 1991 г., экз.

Месяц	Доминирующие группы	Количество выловленных рыб, экз.	Утро	Полдень	Вечер	Ночь
Июнь	Окуновые	71	13	5	18	35
Июль	Снеток	346	45	47	64	190
Август	*	36	3	2	5	26
Октябрь	Снеток, окуновые	27	1	3	8	15

Количество скатившихся особей и соотношение видов среди покатишков в смежные годы в течение сезона различно и определяется в первую очередь метеоусловиями конкретного года — направлением и силой ветра. Так, устойчивые северо-западные ветры в конце мая—июне 1990 г. и в июле 1991 г. способствовали притоку молоди в приплотинную зону и увеличению ската ее через агрегаты ГЭС. При этом интенсивный скат в июне был за счет окуновых, а в июле — снетка. Плотность покатишков в период максимального ската, вычисленная на основании уловов в течение суток, составляла 0.15 экз./м³ в 1990 г., 0.18 экз./м³ — в 1991 г., к октябрю она уменьшилась до 0.001 экз./м³.

Интенсивность сноса молоди через плотину ГЭС менялась в течение суток. Наблюдения за скатом рыб в 1991 г. показали, что в темное время скат был в 5—7 раз больше по сравнению с дневным периодом (табл. 5).

На протяжении всего периода в нижнем бьефе модальную группу уловов представляли сеголетки, поэтому от мая к октябрю, по мере их роста в водоеме, увеличивались и размеры скатывающихся особей. В конце мая—июне модальная группа покатишков имела размеры 4—16 мм, в августе — 34—45 мм, в октябре — 44—58 мм. Единично скатывающиеся особи в возрасте 1+—3+ (в июне — чехонь, в августе — окунь, уклея, ряпушка, в октябре — окунь, снеток, ряпушка) имели размеры 65—149 мм.

По всей вероятности, через агрегаты ГЭС идет интенсивный скат не только молоди, но и взрослых особей, главным образом ряпушки, снетка и чехони. Об этом свидетельствуют уловы рыбаков-любителей сетками-подъемниками в водоворотах в нижнем бьефе у самой плотины.

Обсуждение результатов

Специфика распределения ранней молоди, анализ стадий развития в мае—июне дают основание предположить, что личинки в пелагиаль приплотинной зоны попадают 2 путями: за счет «вымывания» из близлежащих нерестилищ и за счет выноса из отдаленных нерестилищ и нерестовых притоков. Эффект «вымывания» предлинчиков рыб возникает в связи с работой ГЭС в режиме пиковых нагрузок. Такой режим приводит к повышенной гидродинамике и неустойчивому уровню водных масс в прибрежье (Литвинов, 1965). Обследование нерестилищ, расположенных у плотины (на участке около 3 км), показало, что здесь нерестятся в основном карповые и ерш и в течение всего периода исследований преобладает молодь карповых, тогда как в пелагиали, непосредственно в зоне «риска», доминируют окуновые. Такая разница в видовом составе улова объясняется способностью ранней молоди карповых задерживаться на нерестилищах и оставаться там длительное время. В отличие от карповых ранние личинки окуновых выносятся с нерестилищ ветровыми и стоковыми течениями (Зеларова, 1958; Конобеева, Поддубный, 1982). В соответствии с этим можно предположить, что карповые попадают в зону «риска» вследствие их из близлежащих нерестилищ (на участке в радиусе 3 км от ГЭС) в результате их «вымывания», а окуновые выносятся ветровыми течениями с нерестилищ, распо-

жених на значительном удалении от ГЭС. Так, в 8–20 км выше ГЭС отмечены обширные ветроэрозийные участки, которые при высоком уровне воды в 1990 г. были затопы и служили нерестилищами для окуневых и карповых рыб. В 30–40 км от плотины находятся крупные нерестовые притоки Согожа и Ухра, в которых в большом количестве нерестится судак. Эти реки расположены таким образом, что вынесенная в эстуарии молодь попадает в стоковые течения, направленные к Рыбинской ГЭС, скорость которых увеличивается при ветрах северного и северо-западного направлений.

За период исследований наиболее ветреными были май–июнь 1990 г. Преобладали ветры северного и северо-западного направлений. Весна и начало лета 1991 г. характеризовались штилевой погодой, и только с середины лета отмечались устойчивые ветры северного направления. Скорость ветра в эти периоды колебалась в пределах 5–10 м/с; количество штормовых дней превышало 50 %. Несложные расчеты показывают, что в случае устойчивых северных ветров и возникающем при этом небольшом течении (5 м/с) путь в 30–40 км от устьев рек Ухры и Согожи личинки могут проделать за 5–9 сут в слое воды 0–3 м.

Максимальный скат в 1990 г. приходился на наиболее ветреный период (конец мая–начало июня) и совпадал с пассивными миграциями молоди в водоеме. Доминирующими среди покатников были окуневые. В 1991 г. пик ската также зарегистрирован в наиболее ветреный месяц (июль), но с преобладанием среди покатников молоди снетка. Смена доминирующих видов покатников, на наш взгляд, связана с биологией и поведением этих видов. Со второй половины лета подросшая молодь окуневых начинает совершать активные нагульные миграции, перераспределяясь между пелагиалью, сублиторалью и литоралью, за счет чего уменьшается ее численность в пелагиали, а следовательно, снижается вероятность попадания ее в зону стоковых течений, направленных к ГЭС. В это же время молодь снетка — пелагического вида, постоянно остается в зоне пелагиали, нагуливается там и пассивно перемещается с водными массами. Вынесенная в зону, непосредственно прилегающую к плотине, молодь снетка, как показали наши исследования, ловится только в пелагиали этого участка, а молодь окуневых — в пелагиали и в прибрежье. Она совершает активные миграции, возникновение которых связано и обусловлено комплексом различных факторов среды, важнейшим из которых является трофический (Павлов и др., 1985).

Исследования кормовой базы рыб в районе плотины обнаружили довольно низкие биомассы зоопланктона в пелагиали приплотинной зоны над глубинами 5–16 м. В непосредственной близости от ГЭС ее величины равнялись 0.1–0.4 г/м³, а на расстоянии более 1 км от плотины были в 2–3 раза выше. Вдоль берегов, на глубине 0.5–1.5 м, зоопланктон был более обилен и в середине лета, когда хорошо развились заросли макрофитов, его биомасса достигала 4.4 г/м³, в среднем составляя 3.5 г/м³. Здесь в этот период создаются благоприятные условия для откорма молоди, предпочитающей в качестве кормовых объектов более крупные организмы. Биомасса организмов-обработателей при доминировании гаммарид достигает 108 г/м³, при доминировании хирономид — 5–15 г/м³. На таких биотопах в середине лета появлялась молодь судака и окуня, отсутствовавшая здесь ранее.

Очевидно, не находя достаточной пищи в пелагиали приплотинной зоны, молодь в поисках ее перемещается в вертикальном (поверхность—дно) и горизонтальном (пелагаль—прибрежье) направлениях, эпизодически появляется в прибрежье на высококормных участках. В августе–сентябре сеголетки судака и окуня отлавливаются волокушей в прибрежье, заросшем высшей водной растительностью. В их пище преобладают крупные организмы зарослевой фауны.

Среди молоди, отловленной в нижнем бьефе, только у 20–35 % покатников в желудках была обнаружена пища. У снетка пищевой комок состоял из пелагических рачков (циклопы, дафнии, босмины), а у окуневых кроме пелагических рачков присутствовали животные, обитающие в прибрежных зарослях на мелководьях (гаммариды, личинки хирономид, пиявки, личинки жука-главунца). Совершая актив-

ные перемещения и поиски пищи, молодь попадает в зону «риска». При этом в момент включения агрегатов ГЭС она может терять ориентацию в темное время суток, или же оказывается в зоне критических скоростей течений и, не преодолев их, скатывается с массой воды в нижний бьеф.

В течение всего периода исследований расчетная плотность покатинок была заметно ниже таковой молоди в пелагиали верхнего бьефа, что может быть обусловлено разными причинами, в том числе и методическими, например разными орудиями лова, применяемыми при обловах верхнего и нижнего бьефов. Кроме того, в нижнем бьефе мы могли ловить молодь только вблизи берегов, в потоке воды крайних агрегатов. Не исключено, что через центральные агрегаты скатывается больше молоди, чем через крайние.

Заключение

Таким образом, исследования 1990—1991 гг. выявили массовый скат личинок и ранней молоди через агрегаты Рыбинской ГЭС. Молодь попадает в приплотинную зону за счет выноса ее не только с нерестилищ, расположенных вдоль залива, но и с более удаленных нерестовых притоков, например Ухры и Согожи.

Зная суточный расход воды через агрегаты ГЭС (1990 г. — 64×10^6 м³, 1991 г. — 74×10^6 м³) и среднюю плотность скатившихся рыб в эти годы (0.15 и 0.18 экз./м³ соответственно), мы получаем, что за сутки в период максимального ската через агрегаты выносилось 9.6×10^6 и 13.3×10^6 экз. разновозрастной молоди. Это составляет 5.5 и 6.6 % от сеголеток, скатившихся с нерестилищ в пелагиали акватории приплотинного участка Главного плеса, простирающейся вплоть до устьев рек Ухры и Согожи, площадью около 200 км². Учитывая, что уловы в верхнем и нижнем бьефах могут на 70 % состоять из молоди судака, а также, что реки Ухра и Согожа и прилегающий к ним левый берег представляют собой основные нерестилища этого вида в водохранилище, можно с уверенностью сказать, что вынос молоди в район верхнего бьефа и дальнейший скат ее через агрегаты наносит ущерб пополнению не только этого стада судака, но и популяции в целом. Особенно ощутим ущерб будет в годы, когда в период пассивных миграций молоди наблюдаются длительные устойчивые ветры северного и северо-западного направлений. В этом случае мгновенный коэффициент смертности (Конобеева и др., 1993) (в нашем случае это отношение количества молоди, погибшей при скате через агрегаты ГЭС в сутки, к численности молоди на акватории, подверженной влиянию ГЭС) для молоди судака несколько превышает коэффициент естественной смертности годовиков и равен 0.038, что свидетельствует о значительном влиянии ската судака на численность пополнения этого стада.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Володин В. М. О выносе рыб через плотину Рыбинской ГЭС // Бюл. Ин-та водохранилищ. М.: Л., 1958. № 2.
- Захарова Л. К. Распределение нерестилищ в Рыбинском водохранилище // Тр. биол. ст. «Борис». М.: Л., 1958. Вып. 3.
- Конобеева В. К., Изяков Ю. Г., Салланкин В. П. Эколого-функциональный подход к разработке методики оценки влияния гидротехнических сооружений на численность популяций рыб в водохранилищах // Энергетическое строительство. 1993. № 4.
- Конобеева В. К., Поддубный А. Г. К прогнозированию распределения ранней молоди рыб в водосме // Вопр. ихтиологии. 1982. Т. 22, вып. 4.
- Литвинов А. С. Гидралагическая характеристика сбросного плеса Рыбинского водохранилища в инвентарный период // Динамика водных масс водохранилищ (в связи с распределением организмов). М.: Л., 1965.
- Павлов Д. С., Костин В. В., Нездолый В. К. и др. Покатная миграция рыб из водоемов с замедленным водообменом. М., 1985.
- Павлов Д. С., Минеев В. И., Васильев М. В., Пехливанов Л. З. Питание, распределение и миграции молодых рыб из водохранилища Александр Стамболийский. М., 1988.
- Рыбинское водохранилище и его жизнь. Л., 1972.

УДК 574.47 577.15:197.11

**ВЛИЯНИЕ АНТРОПОГЕННЫХ ФАКТОРОВ НА АКТИВНОСТЬ
ПИЩЕВАРИТЕЛЬНЫХ ФЕРМЕНТОВ РЫБ**

© 1997 В. В. Кузьмина, И. Л. Голованова

Институт биологии внутренних вод им. И. Д. Папанина РАН,
152742, пос. Борок, Ярославская обл., Некouzский р-н.

Систематизированы сведения о влиянии токсических веществ (тяжелые металлы, полиароматические углеводороды, фосфорорганические инсектициды) на пищеварительные ферменты рыб. Показана зависимость эффекта от химической природы токсиканта, вида рыб, условий эксперимента, а также от локализации гидролаз. Обосновывается представление о важности учета локализации фермента и структурно-функциональных особенностей защитных барьеров при токсической агрессии.

Ключевые слова: рыбы, кишечник, пищеварительные ферменты, загрязняющие вещества, тяжелые металлы.

The data on effect of different pollutants (heavy metals, polyaromatic hydrocarbons, organophosphorus insecticides) on fish digestive enzymes have been generalized. The effect depends on chemical structure of pollutants, fish species, condition of experiments and localization of investigated hydrolases. The importance of enzyme localization as well as structural and functional peculiarities of protective barriers under toxical aggression is grounded.

Key words: fish, intestine, digestive enzymes, pollutants, heavy metals.

Как известно, рыбы являются одним из основных конечных звеньев трофических цепей в водных экосистемах. Пищевая ценность многих видов рыб способствует детальному исследованию не только продуктивности ихтиоценозов, но и изменяющих ее факторов. В свою очередь продуктивность ихтиоценозов в значительной мере зависит от эффективности процессов пищеварения, в том числе состояния ферментных систем желудочно-кишечного тракта различных видов рыб. Воздействие природных факторов на активность пищеварительных гидролаз у рыб разных видов исследовано достаточно подробно и обобщено в ряде обзоров (Уголев, Кузьмина, 1993). Результаты изучения влияния антропогенных факторов на активность пищеварительных ферментов рыб до сих пор не систематизированы. В данной работе сделана попытка обобщить результаты собственных исследований и имеющихся в литературе сведений по этому вопросу.

Одним из наиболее опасных антропогенных факторов, пагубно влияющих на биоценозы, является химическое загрязнение, а основными агентами, загрязняющими водную среду, — фосфор- и хлорсодержащие пестициды, фосфатные удобрения, тяжелые металлы и другие химические вещества, входящие в состав промышленных отходов и аварийных выбросов (Tinsley, 1982; Sasry, Subhadra, 1985; Crespo et al., 1986). Органические соединения, поступающие в водную среду, подвергаются трансформации в организме гидробионтов. Однако тяжелые металлы передаются по пищевым цепям и крайне медленно покидают биологический цикл. Концентрация тяжелых металлов, в частности кадмия, в организме пресноводных рыб может быть в 10—1000 раз выше, чем в водной среде (Eisler, 1971). Существенно, что часть токсических веществ накапливается в донных отложениях и может быть источником вторичного загрязнения. Токсические вещества поступают в организм рыб с водой через жабры (Tinsley, 1982; Gardner, Yevich, 1970; Sasry, Gupta, 1979) и/или с пищей

через пищеварительный тракт (Kumada et al., 1980; Harrison et al., 1989; Brown et al., 1990). В последнем случае возможно прямое взаимодействие пищеварительных ферментов и эпителия пищеварительного тракта с токсическими веществами. В ряде работ отмечается, что из всех органов кишечника рыб является наиболее чувствительным к хроническому действию токсикантов, в частности кадмия (Bay et al., 1990; Brown et al., 1990). Вместе с тем, несмотря на значительный интерес исследователей к воздействию токсических веществ на ферментные системы разных органов и тканей рыб (Roberts et al., 1979; Gill et al., 1991), сведения о влиянии приоритетных загрязнителей на пищеварительные гидролазы рыб ограничены. При этом наибольшее внимание уделяется изучению влияния загрязняющих веществ, относящихся к группе тяжелых металлов.

Карбогидразы. При исследовании влияния тяжелых металлов на активность различных карбогидраз было установлено, что характер и степень их воздействия в значительной мере зависят от вида рыб, продолжительности экспозиции и концентрации токсиканта. Так, хлорид ртути при сублетальной концентрации (0.3 мг/л) в хроническом 30-суточном эксперименте не влияет на активность мальтазы и лактазы в желудке, пилорических придатках и кишечнике пятнистого мезоголова *Channa punctata* (Sasru, Gupta, 1980). У мешкожаберного сома *Heteropneustes fossilis* хлорид ртути в тех же условиях вызывает уменьшение активности амилазы, мальтазы и лактазы в кишечнике (Gupta, Sasru, 1981). У этого же вида хлористый кадмий в сублетальной концентрации (6.8 мкг/л) в течение 30 сут воздействия не изменяет активности амилазы, мальтазы и лактазы (Sasru, Gupta, 1978). В хронических экспериментах, проведенных на мозамбикской тилапии *Oreochromis mossambicus*, сульфат кадмия в сублетальной концентрации (5 мкг/л) вызывает достоверное снижение уровня общей амилолитической активности, величина которого зависит от времени экспозиции рыб в присутствии кадмия (Кузьмина, Голованова, 1992). При реадaptации рыб в чистой воде показано, что ингибирование карбогидраз необратимо (Кузьмина, Голованова, 1992).

В опытах *in vivo* также отмечено влияние тяжелых металлов на уровень активности пищеварительных гидролаз. Показано, что в присутствии марганца (55 мг/л по металлу) активность мальтазы слизистой кишечника серебряного караса *Carassius auratus* увеличивается в 7.5 раза, в присутствии хлоридов кобальта и особенно меди (55 мкг Co^{2+} или Cu^{2+} на 1 л) эффект стимуляции выражен слабее (Неваленный и др., 1991). При исследовании влияния сульфата кадмия установлено снижение уровня общей амилолитической активности, степень которого зависела от концентрации токсиканта, а также вида и возраста рыб (Голованова и др., 1994, 1995). При этом обнаружено, что кишечные карбогидразы молодей рыб (лещ *Abramis brama*) чувствительнее к присутствию кадмия, чем взрослых рыб, а эффект кадмия на уровень общей амилолитической активности у тилпии выше, чем у леща (Голованова и др., 1994). Исследование в идентичных методических условиях влияния кадмия в концентрациях 0.5, 5, 25 и 50 мг/л у 10 видов рыб Рыбинского водохранилища (судак *Stizostedion lucioperca*, окунь *Perca fluviatilis*, щука *Esox lucius*, налима *Lota lota*, ерш *Gymnocephalus cernua*, лещ *Abramis balticus*, плотва *Rutilus rutilus*, зязь *Leuciscus idus*, карась *Carassius auratus*), а также прудовых карпа *Cyprinus carpio* и радужной форели *Salmo gairdneri* позволило подтвердить зависимость эффекта от концентрации токсиканта и видовых особенностей рыб (Голованова и др., 1995). Так, в концентрации 0.5 мг/л кадмий не вызывает изменений активности карбогидраз, в то время как при других концентрациях токсиканта наблюдается четкая тенденция к снижению ферментативной активности для всех исследованных видов рыб. При концентрации кадмия 50 мг/л уровень общей амилолитической активности у налима, карася и карпа снижается приблизительно на 25 % ($P < 0.05$), у окуня, щуки, форели, леща, синца и плотвы — на 15—20, у судака, ерша и зязи — менее чем на 10%. Зависимость степени ингибирования судачка, ерша и зязи от концентрации токсиканта особенно отчетливо проявляется у тилпии, выведенной в лабораторных условиях (Голованова и др., 1994).

Активность сахаразы в наибольшей степени снижается у синца и карпа — на 33 и 49 % соответственно ($P < 0.05$), у налима, леща и язя — на 20—30, у щуки и плотвы — на 10 %. У судака, ерша и карася активность сахаразы в присутствии кальция не изменяется.

При исследовании приоритетных загрязнителей органической природы также установлена зависимость эффекта от структуры токсиканта, продолжительности его воздействия и вида рыб. Так, полиароматический углеводород нафталин ($C_{10}H_8$) в сублетальной концентрации 1.5 мг/л в хроническом эксперименте (60 сут) практически не влияет на активность карбогидраз у тилляпии, в то время как фосфорорганический инсектицид дихлофос ($C_2H_5O_2Cl_2P$) в сублетальной концентрации 0.46 мг/л последовательно снижает уровень общей амилолитической активности. Максимальное снижение (на 20 %, $P < 0.05$) наблюдается через 60 сут после начала эксперимента, причем эффект торможения оказывается обратимым (Кузьмина, Голованова, 1992; Голованова и др., 1994). В опытах *in vitro* дихлофос в концентрации 0.2, 2, 20 и 100 мг/л не вызывает значительных изменений уровня общей амилолитической активности у всех исследованных нами рыб. Однако при исследовании сахаразы в ряде случаев отмечено снижение ферментативной активности в присутствии высокой концентрации дихлофоса (100 мг/л). Так, у синца активность сахаразы снижается на 37, у карпа и язя — на 27 % по сравнению с контролем (Голованова и др., 1995).

Таким образом, имеющиеся данные позволяют прийти к заключению о неоднозначном влиянии загрязняющих веществ на ферменты цепи карбогидраз у рыб разных видов. Вместе с тем создается впечатление, что тяжелые металлы, особенно кадмий, в хронических и острых экспериментах оказывают более сильное негативное воздействие на карбогидразы пищеварительного тракта рыб по сравнению с токсикантами, имеющими органическую природу.

Протеиназы. Ферменты этой группы исследованы менее подробно. Известно лишь несколько работ, касающихся влияния ртути и кадмия на активность пепсина, трипсина и общую протеолитическую активность слизистой оболочки пищеварительного тракта рыб. Показано, что сублетальные концентрации хлорида ртути (0.3 мг/л) при 30-суточном воздействии на мешкожаберного сома вызывают значительное снижение активности трипсина (Gupta, Sastry, 1981). Под влиянием хлорида кадмия (6.8 мг/л) активность трипсина также уменьшается, однако активность пепсина незначительно увеличивается (Sastry, Gupta, 1979). При экспозиции тилляпии в течение 60 сут в растворе сульфата кадмия (5.0 мгCd/л) общая протеолитическая активность слизистой оболочки кишечника тилляпии необратимо снижается — перемещение рыб в чистую воду не приводит к восстановлению уровня ферментативной активности (Кузьмина, Голованова, 1992). Однако в отличие от исследованных в этом же эксперименте карбогидраз, активность которых уменьшается постепенно (Голованова и др., 1994), активность протеиназ резко снижается в течение двух первых недель и сохраняется на близком уровне в течение всего эксперимента (Кузьмина, неопубликованные данные). В опытах *in vitro*, проведенных на 12 видах рыб (судак, щука, налим, окунь, ерш, форель, лещ, синец, плотва, язь, карп, карась) установлена зависимость эффекта кадмия от концентрации токсиканта — 0.5, 5, 25 и 50 мг/л (Голованова и др., 1995). Кадмий в концентрации 0.5 мг/л не вызывает изменения активности протеиназ, в то время как при других концентрациях этого металла отмечено снижение уровня ферментативной активности для всех исследованных видов рыб. Тенденция к уменьшению общей протеолитической активности наиболее ярко выражена у судака и ерша. При концентрации кадмия 50 мг/л уровень общей протеолитической активности достоверно снижается у щуки (на 29 %) и налима (на 40 %), $P < 0.05$.

В хроническом эксперименте нафталин и дихлофос вызывают у тилляпии лишь недостоверные изменения активности протеиназ (Кузьмина, Голованова, 1992). Так, в опытах *in vitro* дихлофос (100 мг/л) вызывает некоторое уменьшение общей протеолитической активности у исследованных рыб. Наибольшее снижение характерно для

карася (65 %), ерша (61 %) и судака (31 %), у остальных видов оно не превышает 13—27 % от контроля. Однако достоверный эффект торможения отмечен лишь для щуки (21 %) при концентрации дихлорофоса 0,2 мг/л (Голованова и др., 1995).

Пептидазы. При исследовании влияния хлорида ртути (0,3 мг/л) на активность аминотрипептидазы, глицилглициндипептидазы и глициллейциндипептидазы в кишечнике пятнистого змеёголова и мешкожаберного сома в условиях 30-суточной экспозиции установлено последовательное снижение активности исследованных ферментов (Sasry, Gupta, 1980; Gupta, Sasry, 1981). Аналогичная закономерность отмечена при исследовании влияния хлорида кадмия (6,8 мг/л) на активность пептидаз у мешкожаберного сома. В результате 30-суточного воздействия токсиканта на рыб активность глицилглициндипептидазы снижается на 27, активность аминотрипептидазы — на 40 % (Sasry, Gupta, 1979).

Липазы. Влияние токсикантов на ферменты, расщепляющие жиры, практически не исследовано. Известно лишь о значительном ингибировании липазы в кишечнике пятнистого змеёголова, выдержанного в течение 30 сут при сублетальных концентрациях хлорида ртути (0,3 мг/л) (Sasry, Gupta, 1980).

Фосфатазы. При исследовании влияния тяжелых металлов на активность фосфатаз выявлены разнонаправленные эффекты в хронических и острых экспериментах. Так, *in vivo* хлорид кадмия в сублетальных концентрациях (12,6 мг/л) значительно увеличивает активность кислой фосфатазы в кишечнике барбуса *Barbus conchoniis* (на 83 %), в то время как в острых опытах (10^{-6} М) активность этого фермента достоверно снижается на 65 % (Gill et al., 1991). Отмечено также возрастание активности кислой фосфатазы в кишечнике мешкожаберного сома на 30 % в экспериментах с сульфатом кадмия (0,26 мг/л) в течение 15—60 сут (Sasry, Subhadra, 1985). Аналогичные закономерности отмечены для пятнистого змеёголова при его экспозиции в присутствии нитрата свинца (Sasry, Gupta, 1978). Активность щелочной фосфатазы в кишечнике барбуса, напротив, значительно уменьшается (на 65 %) при 48-часовой экспозиции в сублетальной концентрации хлорида кадмия (12,6 мг/л) и двукратно увеличивается в экспериментах *in vitro* (Gill et al., 1991). Ингибирующий эффект кадмия на активность щелочной фосфатазы (до 80 % торможения) в хроническом эксперименте также показан при исследовании мешкожаберного сома (Sasry, Subhadra, 1985).

Заключение

Необходимо подчеркнуть, что во всех анализируемых работах исследовалась слизистая оболочка пищеварительного тракта. Следовательно, при изучении влияния токсикантов на кишечные гидролазы, как правило, оценивалась активность ферментов, локализованных либо в зоне щеточной каймы энтероцитов и обеспечивающих мембранное пищеварение (трипсин, липаза, аминопептидаза, сахараза, мальтаза, лактаза, щелочная фосфатаза), либо в цитозоле (дипептидазы) или лизосомах (кислая фосфатаза) и обеспечивающих внутриклеточное пищеварение. При этом ферменты указанных групп не только функционируют в разных условиях, но и в разной мере защищены от взаимодействия с токсическими веществами благодаря сложной структуре кишечного барьера (Уголев и др., 1992; Кузьмина, 1995). Надежность последнего может увеличиваться под влиянием токсикантов, вызывающих увеличение продукции слизи бокаловидными клетками (Sasry, Gupta, 1979; Crespo et al., 1986). Поскольку наибольшим токсическим эффектом обладают тяжелые металлы, важно отметить возможность их частичной детоксикации путем связывания с металлотионеинами (Brown et al., 1990) в цитозоле энтероцитов. Эти два обстоятельства позволяют предположить большую защищенность внутриклеточных ферментов. Действительно, в результате продолжительного (30 сут) воздействия кадмия на мешкожаберного сома активность щеточнокаймной аминопептидазы снижается на 40, активность сома активность щеточнокаймной дипептидазы — лишь на 27 % (Gupta, Sasry, 1981). Еще цитозольной глицилглициндипептидазы — лишь на 27 % (Gupta, Sasry, 1981). Еще более значительные различия обнаруживаются при сопоставлении влияния кадмия в

хроническом эксперименте на активность щелочной и кислой фосфатаз у того же вида рыб. В случае с щеточнокосым ферментом активность уменьшается на 60—80 %, а литосомальным — увеличивается на 30 % (Sastry, Subhadra, 1985). Поскольку увеличение активности литосомальных гидролаз под влиянием токсических веществ обычно связано с клеточной дегенерацией и некрозом (Versteeg, Giesy, 1985), отметим, что под влиянием тяжелых металлов (кадмий, свинец) наблюдаются деструктивные изменения щеточной каймы энтероцитов кишечника рыб (Sastry, Gupta, 1979; Crespo et al., 1986). По всей вероятности, тяжелые металлы, нарушая процессы окислительного фосфорилирования (Vance, Ulmer, 1972), стимулируют процессы гликолиза, в результате чего увеличивается содержание водородных ионов, высвобождающих литосомальные гидролазы (Уголев, 1985).

Кроме того, важно отметить значительную вариабельность эффекта одного и того же токсического агента в зависимости от его дозы, вида рыб и ряда абиотических факторов среды. В настоящее время однозначное объяснение этого феномена отсутствует. Вместе с тем известно, что при увеличении температуры на 10—15 °C токсичность кадмия возрастает в 1.5—3 раза (Gardner, Yevich, 1970; Eisler, 1971). Однако в цитируемых работах эксперименты проводились при температурах, близких к температурам среды обитания исследуемых видов, в большинстве опытов — -20 ± 2 °C; в экспериментах, проведенных на представителях семейств лососевых и скорпеновых, — 13—14 °C. Также показано, что низкие концентрации тяжелых металлов оказывают положительный, высокие — отрицательный эффект на молекулы фермента (Eichhorn, 1975, цит. по: Sastry, Gupta, 1979). Не исключено, что в силу разной степени развития защитного барьера кишечника у рыб разных видов в хронических экспериментах реальные концентрации токсикантов в зоне щеточной каймы энтероцитов и особенно в цитозоле различны и значительно отличаются от начальной концентрации токсиканта. Если это так, то особенности барьерной функции кишечника у разных видов рыб должны рассматриваться наряду со структурно-функциональными особенностями тканевых барьеров других органов, в частности жабр (Tinsley, 1982). При этом кадмий, поступающий с пищей, легче экскретируется по сравнению с металлом, абсорбированным жабрами (Kumada et al., 1972). Оценивая результаты хронических экспериментов, важно учитывать оба пути поступления токсикантов в ткани пищеварительного тракта. Помимо этого, известно, что толщина тканевого барьера жабр и чувствительность рыб разных таксономических групп к тяжелым металлам различна. Так, представители семейства лососевых (радужная форель, кумжа *Salmo trutta fario* и лосось *Salmo salar*) являются особенно чувствительными к токсическому действию кадмия, менее чувствительный вид — щука, наиболее устойчивы к высоким концентрациям кадмия — плотва и голец *Noemacheilus barbatulus* (Eisler, 1971). Последнее хорошо согласуется с отсутствием эффекта кадмия, дилофоса и особенно нафталина на ферменты большинства исследованных нами представителей семейства карповых (за исключением карпа). По-видимому, к этой же группе относятся тресковые (налим) и окуневые (судак, окунь) (Голованова и др., 1995). При этом среди морских рыб одним из наиболее толерантных к кадмию видов считается фунгулюс *Fundulus l. eroclitus*. Его устойчивость более чем в 50 раз превышает таковую других видов пресноводных рыб и морских беспозвоночных (Eisler, 1971). Вместе с тем водные животные менее устойчивы к действию тяжелых металлов по сравнению с млекопитающими (Eisler, 1971; Roberts et al., 1979). Последнее может в значительной мере влиять на эффективность питания рыб.

Таким образом, сведения о влиянии загрязняющих веществ на активность пищеварительных ферментов рыб в значительной мере фрагментарны. Имеющиеся данные свидетельствуют о зависимости токсического эффекта от химической природы, дозы, времени воздействия токсиканта, условий эксперимента и, по-видимому, ряда абиотических факторов среды, а также, по всей вероятности, от локализации исследуемых ферментов и структуры защитного барьера пищеварительного тракта рыб.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Голованова И. Л., Гобжелян Т. Е., Кузьмина В. В. и др. Влияние кадмия и диталофоса на активность карбогидраз и протеаз кишечника преспоходных костистых рыб // Биологические ресурсы Белого моря и внутренних водоемов европейского Севера. Петрозаводск, 1995.
- (Голованова И. Л., Чушко Г. М., Павлов Д. Ф.) *Golovanova I. L., Chuiko G. M., Pavlov D. F. Effects of cadmium, naphthalene and DDVP on gut carbohydrases activity in bream (Abramis brama L.) and mozambique tilapia (Oreochromis mossambicus Peters) // Bull. Environ. Contam. Toxicol. 1994. Vol. 52. N 3.*
- Неваленный А. Н., Зайцев В. Ф., Егорова С. Н., Минеев А. Е. Влияние водных тяжелых металлов на функционирование некоторых ферментов кишечных микроворсинок карася // Матер. Второй конференции по рыбовод. токсикологии. СПб., 1991.
- Кузьмина В. В. Защитная функция пищеварительного тракта рыб // Вопр. ихтиологии. 1995. Т. 35. № 1.
- Кузьмина В. В., Голованова И. Л. Влияние некоторых антропогенных факторов на пищеварительные гидролизы тилапии // Матер. 8-й науч. конференции по экологической физиологии и биохимии рыб. Петрозаводск, 1992.
- Уголев А. М. Эволюция пищеварения и принципы эволюции функций. Л., 1985.
- Уголев А. М., Незуштова Н. Н., Тимафеева Н. М. Эпизматический барьер тонкой кишки // Физиол. журн. СССР. 1992. Т. 78, № 8.
- Уголев А. М., Кузьмина В. В. Пищеварительные процессы и адаптации у рыб. СПб., 1993.
- Bay S. M., Grinstein D. J., Szalay P., Brown D. A. Exposure of scorpion fish (*Scorpaena guttata*) to cadmium: biochemical effects of chronic exposure // *Aquat. Toxicol.* 1990. Vol. 16, N 4.
- Brown D. A., Bay S. M., Hershelman G. P. Exposure of scorpionfish (*Scorpaena guttata*) to cadmium: effects of acute and chronic exposures on the cytosolic distribution of cadmium, copper and zinc // *Aquat. Toxicol.* 1990. Vol. 16, N 4.
- Crespo S., Nonnotte G., Colin D. A. et al. Morphological and functional alterations induced in trout intestine by dietary cadmium and lead // *J. Fish Biol.* 1986. Vol. 28, N 1.
- Eisler R. Cadmium poisoning in *Fundulus heteroclitus* (Pisces: Cyprinodontidae) and other marine organisms // *J. Fish. Res. Board Canad.* 1971. Vol. 28, N 9.
- Gardner G. R., Yevich P. P. Histological and hematological responses of an estuarine teleost to cadmium // *J. Fish. Res. Board Canad.* 1970. Vol. 27, N 12.
- Gill T. S., Tewari H., Pande J. In vivo and in vitro effects of cadmium on selected in different organs of the fish *Barbus conchionus* Ham. (Rosy barb) // *Comp. Biochem. and Physiol. C.* 1991. Vol. 100, N 3.
- Gupta P. K., Sastri K. V. Effect of mercuric chloride on enzyme activities in the digestive system and chemical composition of liver and muscles of the catfish, *Heteropneustes fossilis* // *Ecotoxicol. and Environ. Safety.* 1981. Vol. 5, N 4.
- Harrison S. E., Kitzewkamp J. E. Uptake, elimination and tissue distribution of dietary and aqueous cadmium by rainbow trout (*Salmo gairdneri* Rich) and lake whitefish (*Coregonus clupeaformis* Mitchell) // *Environ. Toxicol.* 1989. Vol. 8.
- Kumada H., Kimura S., Yokote M., Matida Y. Acute and chronic toxicity, uptake and retention of cadmium in freshwater organisms // *Bull. Freshwater. Fish. Res. Lab. Tokyo.* 1972. Vol. 22, N 2.
- Kumada H., Kimura S., Yokote M. Accumulation and biological effects of cadmium in rainbow trout // *Bull. Jap. Soc. Sci. Fish.* 1980. Vol. 46.
- Roberts K. S., Cryer A., Kay J. et al. The effects of exposure to sublethal concentrations of cadmium on enzyme activities and accumulation of the metal in tissues and organs of rainbow and brown trout (*Salmo gairdneri* Rich. and *Salmo trutta fario* L.) // *Comp. Biochem. and Physiol. C.* 1979. Vol. 62, N 2.
- Sastri K. V., Gupta P. K. Alterations in the activity of some digestive enzymes of *Channa punctatus* exposed to lead nitrate // *Bull. Environ. Contam. and Toxicol.* 1978. Vol. 19, N 4.
- Sastri K. V., Gupta P. K. The effect of cadmium on the digestive system of the teleost fish, *Heteropneustes fossilis* // *Environ. Res.* 1979. Vol. 19.
- Sastri K. V., Gupta P. K. Changes in the activities of some digestive enzymes of *Channa punctatus*, exposed chronically to mercuric chloride // *J. Environ. Sci. and Health. B.* 1980. Vol. 15, N 1.
- Sastri K. V., Subhadra K. In vivo effects of cadmium on some enzyme activities in tissues of the freshwater catfish *Heteropneustes fossilis* // *Environ. Res.* 1985. Vol. 35.
- (Tinsley I. J.) Тинсли И. Поведение химических загрязнителей в окружающей среде. М., 1982.
- Vallee B. L., Ulmer D. D. Biochemical effects of mercury, cadmium and lead // *Ann. Rev. Biochem.* 1972. Vol. 41.
- Versteeg D. J., Giesy J. P. Lysosomal enzyme release in the blue-gill sunfish (*Lepomis macrochirus* Rafinesque) exposed to cadmium // *Arch. Environ. Contam. and Toxicol.* 1985. Vol. 14.

УДК 577.152.3

ВЛИЯНИЕ ГАММА-АМИНОМАСЛЯНОЙ КИСЛОТЫ И ПИКРОТОКСИНА НА Mg-АТФАЗУ ИЗ МОЗГА ЛЕЩА (*ABRAMIS BRAMA* (L.))

© 1997 С. А. Мензиков, О. В. Мензикова

*Институт биологии внутренних вод им. И. Д. Папанова РАН,
152742, пос. Боров, Ярославская обл., Некоузский р-н*

Исследовано влияние гамма-аминомасляной кислоты (ГАМК) и пикротоксина на Mg-АТФазу микросомальной фракции из мозга леща. Преприкубирование мембран с ГАМК (10^{-7} М) или пикротоксином (10^{-4} М) изменяет кинетику Mg-АТФазной реакции. В зависимости от концентрации микросом исследуемые лиганды могут проявить свойства либо активаторов, либо блокаторов Mg-АТФазы. Преприкубирование микросом с лигандами изменяет чувствительность Mg-АТФазы к ионам хлора. Предполагается, что ГАМК и пикротоксин оказывают аллостерическое влияние на Mg-АТФазу.

Ключевые слова: мозг, рыба, АТФазная активность, ГАМК, пикротоксин, хлор.

The influence of the GABA and picrotoxin on the Mg-ATPase from plasma membranes of fish brain was investigated. Preincubation of the microsomes with GABA (10^{-7} M) or picrotoxin (10^{-4} M) changes the kinetic parameters of the enzymatic reaction. The ligands involved may exhibit the properties of activator or inhibitor of Mg-ATPase depending on the concentration of microsomes. The preincubation of microsomes to ligands influences the sensitivity of Mg-ATPase to chlorine ions. It is assumed that GABA and picrotoxin have an allosteric effect on the Mg-ATPase.

Key words: brain, fish, ATPase activity, GABA, picrotoxin, chlorine.

Введение

ГАМК-рецепторы являются олигомерными системами, обеспечивающими процессы торможения в постсинаптической мембране, и имеют аллостерические места для связывания медиаторов и блокаторов (Shofield et al., 1987). Медиатором торможения нервных процессов в мозге животных является гамма-аминомасляная кислота (ГАМК) (Сытинский, 1977). Связывание этого нейромедиатора с рецептором вызывает увеличение Cl^- -проницаемости постсинаптической мембраны. К блокаторам ГАМК-рецепторов относится пикротоксин, который подавляет ГАМК-индуцируемый транспорт Cl^- . Функция ГАМК-рецептора связана с энергетическим метаболизмом нейрональных клеток (Сытинский, 1977). Было показано, что истощение уровня АТФ в синаптических нейронах мозга крыс коррелировало с уменьшением ГАМК-индуцируемого транспорта Cl^- (Verbeul et al., 1993). Кроме того, процесс поглощения ГАМК синаптическими везикулами из хвостатого ядра свиньи усиливался при добавлении к среде Mg^{2+} и АТФ (Philippu, Matthaei, 1975). Эти результаты предполагают наличие в ГАМК-рецепторном комплексе Mg-АТФ-гидролазного компартмента, обеспечивающего ГАМК-индуцируемый транспорт хлора энергией АТФ. Действительно, в плазматических мембранах мозга рыб обнаружена Mg-АТФаза, которая активировалась ГАМК и ингибировалась пикротоксином (Мензиков, Мензикова, 1995). Однако кинетика взаимодействия этих лигандов с Mg-АТФазой не изучена.

В данной работе мы исследовали влияние ГАМК и пикротоксина на свойства Mg-АТФазы с целью выявления кинетических состояний фермента после воздействия лигандов.

Исследовали Mg-АТФазную активность мозга леща (*Abramis brama* (L.)). Мозг гомогенизировали в стеклянном гомогенизаторе в буфере Hepes-Tris (с концентрацией 10 mM, pH 8.2) в соотношении 1 : 8 и получали фракцию микросом (Болдырев и др., 1983). Для этого гомогенат центрифугировали 20 мин при температуре 4 °C и 10 000 g ($r_{\text{г}} = 8$ см). Полученный супернатант центрифугировали вторично 50 мин при 25 000 g. Супернатант отбрасывали, тяжелую фракцию микросом в осадке использовали для определения Mg-АТФазной активности, которую измеряли по приросту неорганического фосфора (Φ_n) в инкубационной среде объемом 0.5 мл при температуре 30 °C в течение 30 мин. Реакцию начинали внесением белка. Преинкубацию фермента с лигандами (ГАМК, пикротоксин) проводили в следующей последовательности: лиганд соответствующей концентрации вносили в белковый раствор и преинкубировали в течение 15 мин, затем белок вносили в среду инкубации, содержащую 5 mM буфера Hepes-Tris, pH 8.2, 0.75 mM MgАТФ и 0.2 mM уабайна. Mg-АТФазную активность рассчитывали по ее разности в отсутствие и присутствии Mg^{2+} в среде инкубации. Эффект ионов хлора (холин хлористый) на Mg-АТФазу вычисляли по разнице между активностью Mg-АТФазы в присутствии и в отсутствие ионов хлора. Содержание фосфора в пробе определяли методом П. Чена (Chen et al., 1956), общий белок — методом О. Лоури (Lowry et al., 1951). Удельную активность выражали в мкмоль $\Phi_n / (\text{ч} \cdot \text{мг}$ белка). Среднеарифметические величины активности фермента, найденные по результатам не менее 4 измерений, представлены на рис. 1—3. Ошибка среднего не более 10 %.

ГАМК, пикротоксин, Tris, Hepes фирмы «Sigma» (США), АТФ — «Reanal» (произведены в Венгрии), остальные реактивы отечественные.

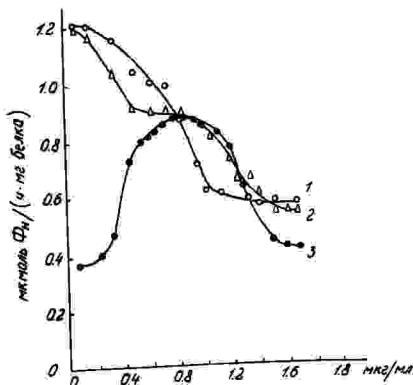


Рис. 1. Влияние ГАМК и пикротоксина на характер кривой зависимости Mg-АТФазной активности от концентрации белка.

1 — в присутствии пикротоксина (10^{-4} M), 2 — в присутствии ГАМК (10^{-7} M), 3 — в отсутствие лигандов. По оси ординат — логарифм активности Mg-АТФазы, мкмоль $\Phi_n / (\text{ч} \cdot \text{мг}$ белка); по оси абсцисс — логарифм концентрации белка, мкг/мл. Тяжелые микросомы (различной концентрации) преинкубировали с лигандами 15 мин и затем инкубировали 30 мин в среде, содержащей 0.2 mM MgАТФ, 5 mM Hepes-Tris, pH 8.2.

Результаты и их обсуждение

Проведено исследование изменения активности Mg-АТФазной системы в зависимости от количества внесенного белка, так как ранее было показано, что действие лигандов на олигомерные структуры может зависеть от концентрации фермента (Курганов, 1978). Зависимость Mg-АТФазной активности от концентрации белка (1.2—39.0 мкг/мл) описывалась колоколообразной кривой с максимумом в точке, соответствующей концентрации белка 7.0 мкг/мл (рис. 1), при этом активность Mg-АТФазы составила 7.5 мкмоль $\Phi_0/(ч \cdot мг \text{ белка})$.

При исследовании влияния ГАМК (10^{-7} М) и пикротоксина (10^{-4} М) на активность Mg-АТФазы оказалось, что они изменяют кинетику ферментативной реакции. После преинкубации фермента с этими лигандами зависимость активности фермента от концентрации белка описывалась не колоколообразной, а S-образной кривой (рис. 1), причем в концентрациях белка меньше 6.5 мкг/мл и больше 21.0 мкг/мл наблюдалась активация фермента. В диапазоне концентраций белка 6.5—21.0 мкг/мл активность Mg-АТФазы ингибировалась после преинкубации с пикротоксином, в то время как ГАМК не влиял на активность фермента в данном диапазоне, т. е. в зависимости от концентрации белка исследуемые лиганды являлись либо активаторами, либо ингибиторами (в случае с пикротоксином) ферментативной реакции.

Полдобные кинетические кривые, не подчиняющиеся законам Михаэлиса-Ментен (Cornish-Bowden, 1979), описаны для олигомерных ферментных структур, способных к диссоциации-ассоциации (Курганов, 1978); причем процессы диссоциации-ассоциации могут протекать в них многоступенчато, т. е. включать более двух различных по активности олигомерных форм белка, например мономер-димер-тетрамер. Величина активности таких ферментов определяется соотношением ассоциированных и диссоциированных форм белка, может регулироваться концентрацией белка, присутствием лигандов и описываться колоколообразными и S-образными кривыми (Курганов, 1978). Так, изменения свойств фермента после преинкубации с нейромедиаторами наблюдали при исследовании Na^+ , K^+ -АТФазы (Кометинани, Цакадзе, 1990). Было обнаружено, что норадреналин через синаптосомальный фактор видоизменял

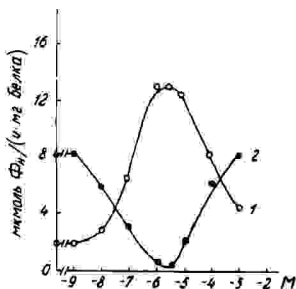


Рис. 2. Зависимость активности Mg-АТФазы от концентрации ГАМК в среде преинкубации.

1 — в отсутствие Cl^- , 2 — в присутствии 40 мМ Cl^- . По оси ординат — Mg-АТФазная активность, мкмоль $\Phi_0/(ч \cdot мг \text{ белка})$, по оси абсцисс — отрицательный логарифм (pS) молярной концентрации ГАМК, мкг/мл. Тяжелые микроосмосы (3 мкг/мл) преинкубировали 15 мин с различными концентрациями ГАМК и затем инкубировали 30 мин в среде, содержащей 0.75 мМ MgАТФ, 5 мМ Неркс-1918, рН 8.2.

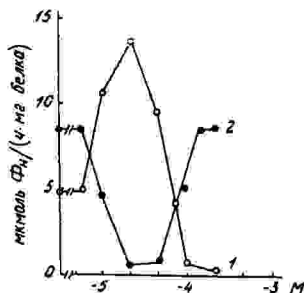


Рис. 3. Зависимость активности Mg-АТФазы от концентрации пикротоксина в среде преинкубации.

1 — в отсутствие Cl^- , 2 — в присутствии 40 мМ Cl^- . По оси ординат — Mg-АТФазная активность, мкмоль $\Phi_0/(ч \cdot мг \text{ белка})$, по оси абсцисс — отрицательный логарифм (pS) молярной концентрации пикротоксина, М. Тяжелые микроосмосы (4 мкг/мл) преинкубировали 15 мин с различными концентрациями пикротоксина и затем инкубировали 30 мин в среде, содержащей 0.75 мМ MgАТФ, 5 мМ Неркс-1918, рН 8.2.

состояние Na^+ , K^+ -АТФазы, вследствие чего фермент работал в системе мономера или димера.

Эффект регуляции Mg -АТФазной активности исследуемыми лигандами проявлялся не только в зависимости от концентрации белка, но и от концентрации самих лигандов на фоне постоянного содержания белка. При увеличении концентрации ГАМК с 10^{-9} М до $2 \cdot 10^{-3}$ М (рис. 2) и пикротоксина с $5 \cdot 10^{-6}$ М до $3 \cdot 10^{-4}$ М (рис. 3) зависимость активности Mg -АТФазы от концентрации лигандов описывалась колоколообразной кривой с максимумом активности 12.6 мкмоль $\Phi_n / (4 \cdot \text{мг белка})$ при концентрации ГАМК $5 \cdot 10^{-6}$ М, а также 13.2 мкмоль $\Phi_n / (4 \cdot \text{мг белка})$ при концентрации пикротоксина $3.3 \cdot 10^{-4}$ М; причем активность Mg -АТФазы в высоких концентрациях ГАМК $2 \cdot 10^{-3}$ М приближалась к норме, в то время как пикротоксин в интервале концентраций $7 \cdot 10^{-5}$ — $2 \cdot 10^{-4}$ М ингибировал исходную активность фермента. Это согласуется с результатами, полученными при исследовании влияния нейромедиаторов на рецепторные белки (Дамбинова и др., 1984). Так, при исследовании синаптических мембран коры головного мозга крыс связывание нейромедиатора с рецепторным белком описывалось колоколообразной функцией в диапазоне концентраций от $2 \cdot 10^{-7}$ М до $2 \cdot 10^{-6}$ М.

Поскольку действие исследуемых лигандов связано с транспортом Cl^- через плазматические мембраны, мы провели исследование их влияния на Mg -АТФазу также в присутствии Cl^- . В норме ионы хлора вызывали активацию Mg -АТФазы, при этом активность Cl^- -активируемой Mg -АТФазы составляла 8 мкмоль $\Phi_n / (4 \cdot \text{мг белка})$. После преинкубации микросом с ГАМК (10^{-9} — $2 \cdot 10^{-3}$ М) и пикротоксином ($5 \cdot 10^{-6}$ — $2 \cdot 10^{-4}$ М) эффект ионов хлора на Mg -АТФазную активность описывался кривой, проходящей через минимум в концентрации ГАМК $3 \cdot 10^{-6}$ М (рис. 2) и пикротоксина $3 \cdot 10^{-4}$ М (рис. 3), причем в обоих случаях активирование фермента ионами хлора было сопряжено со снижением Mg -АТФазной активности, и наоборот. Это подтверждают данные, полученные ранее при исследовании свойств Cl^- -активируемой Mg -АТФазы, обнаруженной в эпителиальных и нервных тканях животных (Мензиков, 1993). Так, было показано, что эффект ионов хлора на Mg -АТФазу и базальная Mg -АТФазная активность являются проявлением свойств одной ферментативной системы, вследствие чего ингибирование Cl^- -активируемой АТФазной реакции модификаторами (в частности, фуросемидом) приводило к ингибированию Mg -АТФазной активности. Итак, результаты наших исследований показывают, что ГАМК и пикротоксин изменяют свойства Mg -АТФазы из плазматических мембран мозга рыб, кинетика которой как до, так и после воздействия лигандов не подчиняется законам Михаэлиса-Ментен и описывается функциями, которые характерны для аллостерических диссоциирующих ферментативных систем (Fridryh, 1986).

Заключение

Можно предположить, что в результате аллостерического воздействия лигандов на Mg -АТФазу мозга легче образуются олигомерные формы фермента с различной активностью, между которыми устанавливается определенное равновесие, что, по-видимому, и определяет наблюдаемое изменение активности Mg -АТФазы. Для доказательства такого предположения необходимо проведение более углубленного кинетического анализа, так как эффекты ГАМК и пикротоксина затрагивают такие важные конформационные переходы фермента, которые связаны с изменением его сродства к ионам хлора.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Балдырев А. А., Лопина О. Д., Рубцов А. М., Сашулова И. А. Биохимия активного транспорта ионов и транспортные АТФазы. М., 1983.
Дамбинова С. А., Беседин В. И., Демина М. И. Молекулярная организация глутаматчувствительных хемовозбудимых мембран нервных клеток. Физико-химическая характеристика глутаматсвязывающих белков синаптических мембран коры головного мозга крыс // Биохимия. 1984. Т. 49.

Кометовичи Э. П., Цахадзе Л. Г. Кинетический анализ действия синапсосомального фактора на Na, K-АТФазу // Биол. науки. 1990. № 3.

Курганов Б. И. Аلدостерические ферменты. М., 1978.

Меншиков С. А. Транспорт хлора и Mg-АТФазная активность в эпителиальных и нервных тканях рыб и лягушки: Дисс. ... канд. биол. наук. СПб., 1993.

Меншиков С. А., Меншикова О. В. Влияние агонистов и антагонистов ГАМК-рецепторов на Mg-АТФазу мозга рыб // Биологические ресурсы Белого моря и внутренних водоемов европейского Севера: Тез. докл. Петрозаводск, 1995.

Сытинский И. А. Гамма-аминомасляная кислота — медиатор торможения. Л., 1977.

Chen P. S., Torihara T. Y., Warner H. Microdetermination of phosphorus // *Analyt. Chem.* 1956. Vol. 28.

(Cornish-Bowden A.) Корниш-Бовден Э. Основы ферментативной кинетики. М., 1979.

(Fridryh P.) Фридрих П. Ферменты: Четвертичная структура и надмолекулярные комплексы. М., 1986.

Lowry O. H., Rosebrough N. J., Farr A. L., Randall R. J. Protein measurement with the folin phenol reagent // *J. Biol. Chem.* 1951. Vol. 193.

Philippu A., Matthaei H. Uptake of serotonin, gamma-aminobutyric acid and histamine into synaptic vesicles of the pig caudate nucleus // *Naunyn-Schmiedeberg's Arch. Pharmacol.* 1975. Vol. 287.

Schofield P. R., Darlison M. G., Fujita N. et al. // *Nature.* 1987. Vol. 328.

Verheul H. B., Deleew F. E., Scholten G. et al. GABA_A-receptor function in the early period after transient forebrain ischemia in the rat // *European J. of Neuroscience.* 1993. Vol. 5.

Информация

17-Я ЕЖЕГОДНАЯ КОНФЕРЕНЦИЯ МЕЖДУНАРОДНОГО НАУЧНОГО ОБЩЕСТВА ТОКСИКОЛОГИИ И ХИМИИ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ (SETAC)

С 17 по 21 ноября 1996 г. в Вашингтоне (США) состоялась 17-я ежегодная конференция «Партнерство во имя охраны окружающей среды: наука, образование и политика», которая была организована международной экологической организацией Society of Environmental Toxicology and Chemistry, SETAC (Общество токсикологии и химии окружающей среды).

SETAC является авторитетным и международно признанным научно-профессиональным обществом. С момента своего основания в 1979 г. оно поставило задачу объединить для междисциплинарного общения специалистов различных направлений (биология, химия, токсикология и т.д.), работающих в области охраны окружающей среды. Основным интерес SETAC сфокусирован на глобальных вопросах охраны окружающей среды. Задачами членов общества являются совершенствование и повышение качества научных работ, своевременное и эффективное взаимодействие специалистов различных направлений в проведении экологических исследований, тесное взаимодействие профессионалов из разных стран для углубления знаний и расширения обмена. В силу своего мультидисциплинарного подхода охват обществом экологических проблем как в концептуальном, так и в прикладном плане намного шире по сравнению со многими другими подобными организациями.

В своей деятельности общество строго придерживается баланса интересов между наукой, бизнесом и правительством. В соответствии с Уставом общества равное представительство от этих трех секторов обязательно для всех руководящих и исполнительных органов общества (совет директоров, исполнительный комитет, руководители отдельных направлений деятельности). Примерно равное соотношение рядовых членов общества из данных секторов сохраняется уже в течение последних 15 лет.

Научная и просветительская деятельность общества пользуется широким международным признанием, о чем свидетельствует постоянный рост числа его членов во многих странах мира: к настоящему времени его численность возросла с 230 привилегированных членов в 1980 г. до более 45 тыс. человек, представляющих 50 штатов США, 9 провинций Канады и более 50 других стран мира. Кроме того, в 1989—1990 гг. под эгидой SETAC были созданы еще две дочерние организации: Европейское отделение общества (SETAC-Europe) и Фонд экологического образования (SETAC Foundation for Environmental Education). Как доказательство широкой доступности и открытости SETAC для всех заинтересованных в его деятельности стран предложено создать членские группы общества в Южной Америке, России, Южной Африке, Японии, Индии и Австралии совместно с Южной Зеландией.

Подобно многим другим профессиональным обществам SETAC занимается издательской деятельностью. С момента своего образования оно издает авторитетный научный журнал «Environmental Toxicology and Chemistry». В 1980 г. объем журнала составлял 400 страниц в год и выпускался ежеквартально. В настоящее время журнал является ежемесячным и его объем вырос до 2300 страниц в год. Кроме журнала издательством общества «SETAC Press» регулярно публикуются

материалы рабочих совещаний и симпозиумов, организуемых обществом, технические отчеты и книги по наиболее актуальным вопросам охраны окружающей среды.

Прошедшая конференция подтвердила растущий международный авторитет SETAC и интерес к его деятельности. На конференции было представлено 1600 пленарных и стендовых докладов, сгруппированных по 56 секциям, а число его участников превысило 3100 человек. В конференции приняли участие представители Южной и Северной Америки, Европы, Африки, Азии и Австралии (для сравнения — на 1-й конференции SETAC в 1980 г. было заслушано лишь 86 докладов, а число участников не превышало 470 человек).

В рамках конференции состоялись также 2 отдельных симпозиума. Один из них («Загрязняющие вещества, вызывающие нарушения эндокринной системы») был посвящен вопросам выявления в окружающей среде, установления механизмов действия и оценки влияния на организм и популяционном уровне веществ, нарушающих функции эндокринной системы животных. Второй («Водосборы») был сфокусирован на вопросах влияния загрязняющих веществ на воздушные бассейны, водосборы и отдельные водные объекты.

Российские исследования были представлены в 3 пленарных докладах и 17 стендовых сообщениях. Пленарные доклады, два из которых отражают результаты международного сотрудничества, посвящены изучению последствий загрязнения водной среды и характеристике процессов адаптации гидробионтов при изменении химического состава окружающей среды.

В совместном докладе специалистов из университета г. Клемсона (Южная Каролина, США) и ИБВВ РАН «Пространственное распределение и взаимосвязь биомакрофоров и содержания тяжелых металлов в воде, донных отложениях, моллюсках и рыбах Рыбинского водохранилища, северо-запад России» (Т. В. ЛаПоинт, Г. М. Чуйко, Б. А. Флеров, В. М. Степанова, Ю. Ю. Желнин, Т. Ф. Микрякова и К. Т. Робинсон) дан анализ уровней загрязнения тяжелыми металлами одного из крупнейших водохранилищ Верхней Волги и представлены результаты биохимических исследований на рыбах из различных участков водоема. Показано снижение уровня активности ацетилхолинэстеразы мозга и печени, содержание белка в печени и увеличение индекса этого органа у рыб из районов, подверженных максимальному антропогенному воздействию.

В докладе Е. Краснова (Калининградский ун-т) «Использование показателей содержания стабильных изотопов кислорода и некоторых металлов при исследовании их биодоступности и биоаккумуляции морскими моллюсками и кораллами» даны результаты изучения минерального обмена у морских гидробионтов, особенно таких средообразующих, как моллюски и кораллы. Такого рода исследования являются в настоящее время одним из наиболее актуальных направлений при оценке качества морской воды. Выявленные закономерности изменений в уровнях накопления отдельных элементов и их пропорций при неблагоприятных условиях могут служить объективным показателем состояния морских экосистем, приемлемым и для ретроспективного анализа.

В совместном докладе группы исследователей из России (Лимнологический ин-т СО РАН, Иркутск) и Японии (университеты городов Эхиме и Токио) «Содержание хлорорганических соединений в толще из Карского моря, район российской Арктики» (Х. Наката, С. Танабе, М. Ватанабе, Р. Татсукава, М. Аmano, Н. Мияки и Е. А. Петров) показано, что зарегистрированные высокие уровни содержания ДДТ (включая его производные) и полихлорированных бифенилов в тканях тюленя из Карского моря, в несколько раз превышающие аналогичные показатели для Канады и Норвегии, однозначно свидетельствуют о наличии локального источника загрязнения. В то же время отмеченные концентрации гексахлорциклогексана и гексахлорбензена имеют фоновые значения. Полученные результаты представляют несомненный интерес для выявления зон и районов, на территории которых хозяйственная деятельность не может быть оценена как экологически безопасная.

Результаты исследований, представленные российскими специалистами в стендовых сообщениях, в целом отражали такие разделы, как методологии и образование,

качество поверхностных вод при антропогенном загрязнении, оценка антропогенного воздействия на экосистемы и гидробионтов.

Сотрудниками Красноярского ун-та при разработке метода экспресс-мониторинга техногенного загрязнения воздушного бассейна (Ю. Григорьев и др.) были использованы биофизические характеристики хлорофилла, а также чувствительность фотосинтезирующей клетки к загрязнителям органической и неорганической природы (А. Прокушин и др.). Предложена к использованию в экологическом образовании лаборатория, тест-объектом в которой служит культура водорослей (Ю. Григорьев и др.). Метод оценки экологического благополучия водоемов, основанный на расчете изменения уровней энтропии при антропогенном воздействии, предложен Институтом озераведения РАН (Г. Т. Фрумин и др.), а совместное российско-американское (ИБВВ РАН и Клемсонский ун-т) сообщение посвящено боуфину — хищной рыбе, представляющей интерес в качестве тест-объекта при мониторинговых исследованиях (К. Т. Робинсон и др.). Показана целесообразность использования биомаркеров (активность ацетилхолинэстеразы и содержание белка) при оценке антропогенного воздействия на рыб (Г. М. Чуйко и др., ИБВВ РАН).

Процессы переноса и трансформации биогенных элементов и их доступность для фитопланктона в восточной части Финского залива Балтийского моря, роль донных отложений в эвтрофировании водоема исследованы Институтом озераведения РАН (Н. Игнатьева). Влияние атмосферного загрязнения, в первую очередь кислотообразующими соединениями серы и азота, на качество поверхностных вод и изменение химического состава атмосферных осадков на площади дренируемых бассейнов пресноводных водоемов изложено в сообщениях, представленных Институтом почвоведения и фотосинтеза (В. Н. Башкин, О. Голинец) и ИБВВ РАН (В. Т. Комов и др.).

Оценке экологического состояния водоемов бассейна Верхней Волги посвящена серия стендовых сообщений из ИБВВ РАН. Комплексные исследования на Рыбинском и Шекснинском водохранилищах позволили установить негативное влияние промышленного загрязнения на бентосные сообщества бактерий (А. Н. Дзюбан и др. совместно с Клемсонским ун-том), беспозвоночных (А. И. Баканов, Б. А. Флеров), фитоценозы (О. И. Козловская), морфофункциональное состояние дельта (Д. Тиллит и др. совместно с Колумбийской лабораторией научного центра Среднего Запада, США) и дать оценку экологического риска присутствия металлов в экосистеме водохранилища (В. И. Козловская и др.). В лабораторных и полевых работах исследована острая и хроническая токсичность грунтов загрязненных водоемов (И. И. Томилина, В. Т. Комов) и биохимические механизмы токсического действия кадмия (С. Б. Джонес и др. совместно с Колумбийской лабораторией научного центра Среднего Запада, США).

Очередная, 18-я ежегодная конференция SETAC «Взаимосвязи в решении глобальных экологических проблем: технология, связь и образование» прошла 16—20 ноября 1997 г. в г. Сан-Франциско (США).

Г. М. Чуйко, В. Т. Комов, Т. В. ЛаПоинт

О РАБОТЕ СЕКЦИИ ВОДОХРАНИЛИЩ ПРИ МИНИСТЕРСТВЕ ПРИРОДНЫХ РЕСУРСОВ РОССИЙСКОЙ ФЕДЕРАЦИИ (1994—1997 гг.)

Секция водохранилищ, созданная в 1964 г. при Научном совете «Комплексное использование и охрана водных ресурсов» Государственного комитета по науке и технике при Совете Министров СССР, в течение многих лет координирует и направляет научные исследования в области всестороннего изучения водохранилищ, комплексного и рационального использования водных ресурсов, определяет основные

направления научно-исследовательских и опытно-конструкторских работ в целях создания и эксплуатации водохранилищ на ближайшую и отдаленную перспективу. В 1991—1992 гг. секция водохранилищ работает при Комитете по водным ресурсам РФ, с 1997-го — при Министерстве природных ресурсов РФ.

Первым председателем секции был проф., д-р геогр. наук С. Л. Вендров, длительное время секцию возглавлял Н. В. Буторин (ИБВВ АН СССР), с 1989 г. — А. Г. Поддубный (ИБВВ РАН), с 1996-го — А. Б. Авакян (ИВП РАН), заместитель председателя — А. С. Литвинов, ученый секретарь — В. К. Голованов.

За последние годы на заседаниях секции неоднократно поднимались вопросы и готовились предложения, направленные на повышение эффективности использования водохранилищ: проблемы акваториального районирования, планировки и обустройства водохранилищ как основы повышения эффективности использования их водных, земельных, биологических, рекреационных и энергетических ресурсов; различные научные обоснования схем улучшения технического состояния водохранилищ; прогнозы изменения экологической и экономико-социальной ситуаций на водохранилищах и их каскадах, проблемы формирования природно-технических систем в гидроэнергетике и др.

В последнее время заседания секции носят тематический характер. Так, доклады 1994 г. были посвящены «Концепции акваториального районирования, планировки и обустройства водохранилищ», в 1995 г. обсуждались «Пути реконструкции экосистем водохранилищ и их улучшения в целях комплексного использования», в 1996-м заседание секции было посвящено «Проблемам управления режимом и продуктивностью водохранилищ», в 1997-м — «Оптимизации режимов эксплуатации водохранилищ в целях устойчивого функционирования экосистем».

В течение последних лет члены секции приняли активное участие в разработке и реализации федеральных и отраслевых целевых программ: «Экологическая безопасность России», «Возрождение Волги», «Питьевая вода России», «Защита от затопления (противопаводковые мероприятия)», «Экологическая программа энергетики» и др. Членами секции выполнен большой объем работ по созданию нормативно-методических документов на федеральном, региональном и областном уровнях, проведен ряд экспертиз, исследований и проектных работ.

Вышли из печати учебники, пособия, монографии — «Рациональное использование и охрана водных ресурсов», «Экологический инжиниринг в гидротехнике», «Экологические факторы пространственного распределения и перемещения гидробионтов», «Комплексное использование и охрана водных ресурсов», «Озерные водохранилища Белоруссии», «Комплексные экологические исследования водоемов и водотоков Камы» и др. Опубликовано более 250 печатных работ как в России, так и за рубежом. Подготовлен ряд научно-популярных статей по экологическим, техническим, экономическим и социальным аспектам комплексного использования водных ресурсов.

Доклады и сообщения членов секции неоднократно представлялись на международных и российских конференциях, совещаниях, симпозиумах самого высокого ранга, неизменно вызывая большой интерес специалистов (Конгресс по большим плотинам в ЮАР, Конгресс по большим рекам в США, AQUATECH, «Водные местообитания» в Норвегии, Российско-финский симпозиум «Экологический мониторинг загрязнения пресных вод», «Вода. Экология. Технология» и «Экология России», «Современные проблемы нетрадиционной энергетики», IV конференция «Динамика и термизм рек, озер, внутренних и окраинных морей», Всероссийское совещание по проблемам Севера, «Взаимодействие литосферы—гидросферы—атмосферы», VII съезд ГБО РАН и др.).

Очередное заседание секции водохранилищ состоялось 25—27 марта 1997 г. в пос. Борок Ярославской обл. Некоузского р-на на базе ИБВВ им. И. Д. Панина РАН. Присутствовали 52 человека, из них 24 представляли 14 организаций (РАН, Академию водохозяйственных наук, научно-исследовательские, проектные и рыбоохранные организации России, вузы России, Межведомственную

ихтиологическую комиссию, органы Госсанэпиднадзора, Управление эксплуатации Рыбинского и Шекснинского водохранилищ, а также Институт географии и пространственной организации Польской АН. На заседании секции было заслушано 20 докладов по методологическим и научно-прикладным аспектам исследования, проектирования, реконструкции и оптимального использования ресурсов водохранилищ. Особое внимание было уделено специфике и последствиям экстремального режима работы верхневолжских водохранилищ в крайне маловодном 1996 г. В обсуждении докладов приняли участие члены секции и сотрудники ИБВВ РАН.

Среди заслушанных докладов — сообщения А. Б. Авакяна (ИВП РАН, г. Москва) «Водохранилища на рубеже XX и XXI веков: факты, проблемы, решения», С. М. Успенского (АО Гидропроект, г. Москва) «Экологические требования к созданию гидроэнергетических объектов и режиму их эксплуатации», Г. М. Данияровой (Управление эксплуатации Рыбинского и Шекснинского водохранилищ, г. Рыбинск) «Современное санитарно-техническое состояние Рыбинского водохранилища. Предложения и первоочередные мероприятия, направляемые на улучшение режима его эксплуатации», Ю. М. Матарзина и Т. П. Девятковой (Пермский госуниверситет) «Гидрология водохранилищ (предмет, метод и задачи)», Т. П. Девятковой (Пермский госуниверситет) «Системно-диалектическая методология исследования крупных равнинных водохранилищ на примере каскада камских водохранилищ», К. К. Эдельштейна и М. Г. Ершовой (МГУ, г. Москва) «Экологическая реконструкция долинных водохранилищ многолетнего регулирования стока», А. П. Махнин (Межотраслевой проблемный научно-проектный центр охраны водных ресурсов «АКВАЭКОС», г. Самара) «Экологические аспекты проектирования инженерных защит от затопления и сокращения мелководных акваторий на крупных водохранилищах», Н. В. Вологодина (АО Гидропроект, г. Москва) «Гидроэнергетика в условиях рыночной экономики: состояние, перспективы, проблемы», В. К. Горелова (Межведомственная ихтиологическая комиссия, г. Москва) «Особенности уровня режима Шошинского плеса Ивановского водохранилища в 1996 году», А. С. Литвинова, В. Ф. Рошупко (ИБВВ РАН, пос. Борок) «Особенности многолетних колебаний уровня Рыбинского водохранилища», А. П. Стрельниковой (ИБВВ РАН, пос. Борок) «Экологические последствия аномально низкого уровня воды в Рыбинском водохранилище в 1996 г.», Б. А. Флерова, А. И. Баканова, Э. К. Королевой (ИБВВ РАН, Ярославский областной центр Госсанэпиднадзора) «Санитарно-гигиеническая, токсикологическая и гидробиологическая оценка состояния Рыбинского водохранилища», Л. А. Кузнецовой (Естественно-научный институт Пермского госуниверситета) «Экологическое состояние донных отложений водохранилищ камского каскада», В. М. Тимченко, О. П. Оксюк (Гидробиологический институт НАН Украины) «Управление состоянием экосистем и качеством воды в устьевом участке Днепра», М. Т. Банаха (Ин-т географии и пространственной организации, Польская АН, г. Торунь) «Трансформация береговой зоны водохранилищ при малых и больших колебаниях зеркала воды», А. П. Махнин, В. Я. Купер (Межотраслевой проблемный научно-проектный центр охраны водных ресурсов «АКВАЭКОС», г. Самара) «Проблемы оптимизации традиционной системы мониторинга качества воды и создания автоматизированных систем экологического мониторинга поверхностных водоемов», Л. А. Ройтман (Межотраслевой проблемный научно-проектный центр охраны водных ресурсов «АКВАЭКОС», г. Самара) «К вопросу о формировании базы данных для разработки статических экологических карт крупных водохранилищ», В. А. Цельмович (Геофизическая обсерватория, филиал Объединенного ИФЗ РАН, пос. Борок) «Региональный полигон энергоресурсовосберегающих технологий в пос. Борок Ярославской обл.», Г. И. Маркевич, Д. Ф. Павлова (ИБВВ РАН, пос. Борок) «Экология водохранилища питьевого назначения в условиях интенсивного антропогенного воздействия», Ю. В. Герасимова, С. А. Поддубного (ИБВВ РАН, пос. Борок) «Перспективы реконструкции местообитаний рыб на зарегулированных участках рек в целях повышения их рыбопродуктивности».

Секция приняла решение:

1. Провести весной 1998 г. очередное заседание секции по проблеме «Хозяйственный, социальный и экологический эффект создания и эксплуатации водохранилищ». Практиковать публикацию тезисов (репринтов) докладов, заслушанных на секциях (1997—1998 гг.).

2. Просить руководство институтов и организаций, в которых работают члены секции, оказывать содействие сотрудникам по участию в совещаниях секции. Активнее привлекать на ежегодные заседания секции коллег из отдаленных регионов России (Урал, Сибирь, Дальний Восток), а также из стран СНГ и дальнего зарубежья.

3. Учитывая уникальность водохранилищ как составного элемента биосистем и комплексный характер их эксплуатации, обратиться к руководству Министерства природных ресурсов РФ с просьбой об организации Всероссийского совещания на тему «Инженерные и экологические проблемы проектирования, строительства и эксплуатации водохранилищ» и проведения его на базе ИБВВ РАН в 1998—1999 гг.

4. Просить МПР РФ внести предложение в правительство РФ, в котором сформулировать обязательства Роскомгидромета по обеспечению гидрометеорологической информацией институтов и организаций, занимающихся вопросами использования и охраны водных ресурсов. До положительного решения данного вопроса просить руководство МПР России представлять данные о режиме работы водохранилищ по запросам институтов и организаций.

5. Поручить руководству секции разработать положение о секции водохранилищ.

6. Считать положительным опыт сотрудничества ИБВВ РАН с санитарно-эпидемиологической службой Ярославской обл. по оценке экологического состояния водных ресурсов региона. Активизировать сотрудничество между ИБВВ РАН и Управлением эксплуатации Рыбинского и Шекснинского водохранилищ.

7. Просить членов секции, работников высшей школы разработать учебные курсы «Гидрология и экология озер и водохранилищ» и «Инженерные проблемы водохранилищ» для включения их в Госстандарт соответствующих специальностей.

8. Активизировать работу членов секции по обобщению и анализу мирового опыта создания и эксплуатации водохранилищ, учету социальных и экологических факторов при назначении режимов их работы.

9. Принять к сведению с интересом заслушанную информацию о возможности создания в пос. Борок регионального полигона энергосводосберегающих технологий.

10. Подготовить для публикации в газете «Вода России» материал об истории и деятельности секции водохранилищ. Представить информацию о работе секции водохранилищ в 1997 г. (с краткой ретроспективой) к опубликованию в журналах «Водные ресурсы», «Биология внутренних вод», «Гидротехническое строительство», «Водное хозяйство и мелиорация» и др. Подготовить материал о работе и проблематике работы секции в местной ярославской печати.

11. Учитывая исключительное экономическое значение и социально-экологические проблемы Волжского региона, как одного из ключевых определяющих регионов России обратиться в МПР России, РАН, РАО «ЕЭС» России, МЧС, Волжский парламент с предложением рассмотреть возможность издания журнала «Волго-Камский каскад водохранилищ».

В. К. Голованов

ИМЕЮТСЯ В ПРОДАЖЕ

1. *Влияние стоков* Череповецкого промышленного узла на экологическое состояние Рыбинского водохранилища. Рыбинск, 1990. Цена 7 коп.

Сборник посвящен оценке экологического состояния Рыбинского водохранилища после аварии на Череповецком металлургическом комбинате (ЧМК) зимой 1986/87 г. Впервые рассмотрено негативное влияние и последствия промышленных сточных вод ЧМК на экосистему водохранилища: флору, растительность, зоопланктон, бентос, ихтиофауну. Приводятся уровни загрязнения воды, грунтов, биоты и даются рекомендации для улучшения экологического состояния водохранилища.

2. *Второй симпозиум по экологической биохимии рыб: Тезисы докладов.* Ростов Великий, декабрь 1990. Ярославль, 1990. Цена 6 коп.

3. *Современные проблемы изучения ветвистоусых ракообразных.* СПб., 1992. Цена 14 коп.

Обсуждаются современные проблемы изучения ветвистоусых ракообразных. Значительное внимание уделено изучению динамики численности этих рачков при экстремальных условиях. Рассмотрены предположки, определяющие уровень их численности и распределение. Дан обзор работ о массовом культивировании ветвистоусых.

4. *Методические вопросы изучения первичной продукции планктона внутренних водоемов.* СПб., 1993. Цена 50 коп.

Сборник статей известных отечественных специалистов посвящен методам определения первичной продукции планктона. Обсуждаются теоретические основы и методы определения интенсивности фотосинтеза, дыхания, содержания пигментов пресноводного фитопланктона, продуктивности отдельных видов водорослей, энергии подводной фотосинтетически активной радиации, а также значение показателей первичной продукции для оценки трофического состояния водоема.

5. *Экологические факторы пространственного распределения и перемещения гидробионтов.* СПб., 1993. Цена 2 руб. 20 коп.

Книга посвящена анализу современных представлений о закономерностях размещения во внутренних водоемах популяций гидробионтов, количественному описанию условий реализации ими биопродукционного потенциала на типичных биотопах, механизмов внутри- и межпопуляционных взаимосвязей растений и животных в период продуцирования ими численности и биомассы.

Книги можно приобрести наложенным платежом,
обратившись по адресу:

152742, пос. Борок Ярославской обл. Некоузского р-на,
Институт биологии внутренних вод РАН, библиотека

Редактор издательства *Л. А. Бабушкина*
Технический редактор *Е. Г. Коленова*
Корректор *Н. И. Журавлева*
Компьютерная верстка *И. Ю. Илюхиной*

Лицензия № 020297 от 23 июня 1997 г. Сдано в набор 22.01.98. Подписано к печати 22.04.98.
Формат 70 × 100 1/16. Бумага офсетная. Гарнитура таймс. Печать офсетная. Усл. печ. л. 7.2.
Уч.-изд. л. 8.4. Тираж 600 экз. Тип. зак. № 579. С 76

Санкт-Петербургская издательская фирма РАН
199034, Санкт-Петербург, Менделеевская лин., 1

Санкт-Петербургская типография «Наука» РАН
199034, Санкт-Петербург, 9 лин., 12