

06
ИБВВ

ISSN 0320—9652
РОССИЙСКАЯ
АКАДЕМИЯ
НАУК

**БИОЛОГИЯ
ВНУТРЕННИХ
ВОД**

№

ИНФОРМАЦИОННЫЙ БЮЛЛЕТЕНЬ

97

РОССИЙСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК

ИНСТИТУТ БИОЛОГИИ ВНУТРЕННИХ ВОД им. И. Д. ПАПАНИНА

НАУЧНЫЙ СОВЕТ ПО ПРОБЛЕМАМ

ГИДРОБИОЛОГИИ, ИХТИОЛОГИИ И ИСПОЛЬЗОВАНИЯ

БИОЛОГИЧЕСКИХ РЕСУРСОВ ВОДОЕМОВ

БИОЛОГИЯ ВНУТРЕННИХ ВОД

ИНФОРМАЦИОННЫЙ БЮЛЛЕТЕНЬ

№ 97



САНКТ-ПЕТЕРБУРГ

„НАУКА”

1994

ББК 28.082

Б 59

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

**Biology of Inland Waters
Information Bulletin
N 97**

УДК 574.5(28)

**Бюллетень содержит работы по систематике, биологии, экологии и численности
фитопланктона, пресноводных беспозвоночных и рыб. Имеются также статьи
по некоторым вопросам физиологии рыб, интенсивности продукционно-дест-
рукционных процессов в волжских водохранилищах и по методике микробиоло-
гических исследований.**

Рассчитан на широкий круг зоологов, гидробиологов и ихтиологов.

Ответственный редактор В. М. ВОЛОДИН

Рецензенты Б. И. КУПЕРМАН, В. Я. БЕРГЕР

37131п

37131п

Б 1903040100-591
042(02)-94 **Без объявления**

© Колл. авторов, 1994
© Российская академия наук, 1994

С. И. Генкал

О НОВОМ ДЛЯ НАУКИ ПРЕДСТАВИТЕЛЕ
ДИАТОМОВЫХ ВОДОРΟΣЛЕЙ ИЗ ОЗ. ТЕЛЕЦКОЕ

A description of diatom algae of genus *Cyclotella* – new for science is given.

Оз. Телецкое находится в северной части Восточного Алтая на высоте 436 м над ур. м. Оно тектонического происхождения, пресноводное, ультраолиготрофное [5]. Подробное изучение Bacillariophyta водоема по сборам планктона и бентоса 1928–1931 гг. было проведено В. С. Порецким и В. С. Шешуковой [4]. По этим материалам зарегистрировано 7 видов и разновидностей рода *Cyclotella*, в том числе 2 мелкоклеточных – *C. ocellata* Pant. и *C. stelligera* Cl. et Grun., а также описано 14 новых для науки таксонов диатомей.

Материалом для настоящей работы послужили пробы фитопланктона, собранные по акватории озера в течение августа–сентября 1989 г.¹ При их изучении в ТЭМ и СЭМ в значительных количествах была обнаружена новая для науки мелкоклеточная центрическая диатомея, описание которой мы и приводим ниже.

***Cyclotella delicatula* Genkal sp. nov.**

Valvae rotundae, planae, 3.5–5.8 μm in diam., superficie pluries granulatae. Strüs 25–35 pro 10 μm (fig. 1, 2).

Typus: Russia, lacus Teletskoje, IX 1989, S. I. Genkal. In Instituto Biologiae Aquarium Internarum Acad. Sci. USSR (regio Jaroslavlensis, pag. Borok) conservatur.

Створки круглые, плоские, 3.5–5.8 мкм в диам. (рис. 1, 2). На их поверхности большое количество гранул, расположенных в радиальных рядах (рис. 2, б). Альвеолярных штрихов 25–35 в 10 мкм. Альвеолы имеют перегородки. В центральном поле 1 вырост в виде отверстия с наружной поверхности створки (рис. 2, б) и трубки, окруженные 1–2 сопутствующими порами с внутренней (рис. 1, 2). Иногда вырост отсутствует (рис. 1, 2). На загибе створки кольцо из 2–5 выростов в виде отверстия с лицевой части створки (рис. 2, б) и трубки, окруженной двумя сопутствующими порами, ориентированными

¹ Приношу благодарность за предоставленные материалы Е. Ю. Митрофановой, Е. А. Авинской и А. Е. Кузьминой.

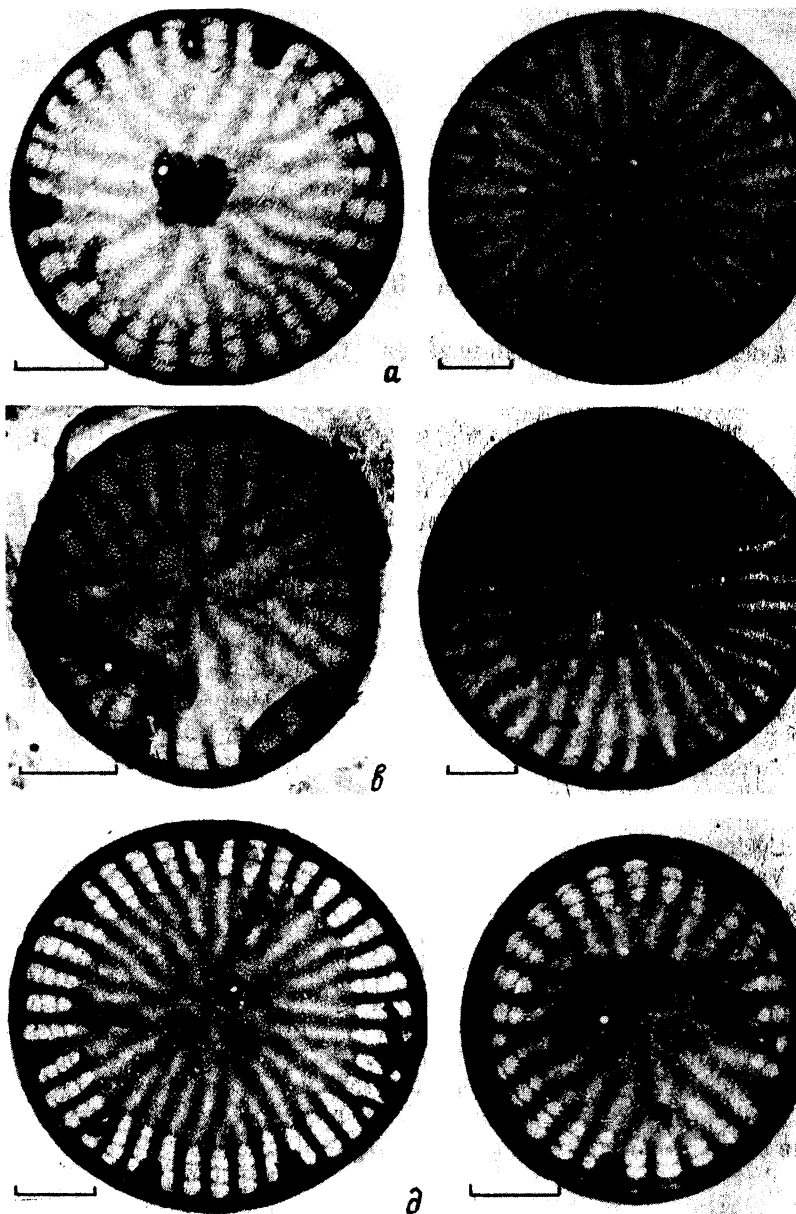


Рис. 1. Электронные микрофотографии створок *Cyclotella delicatula*.
 а-е — различные створки, ТЭМ. Масштаб соответствует 1 мкм.

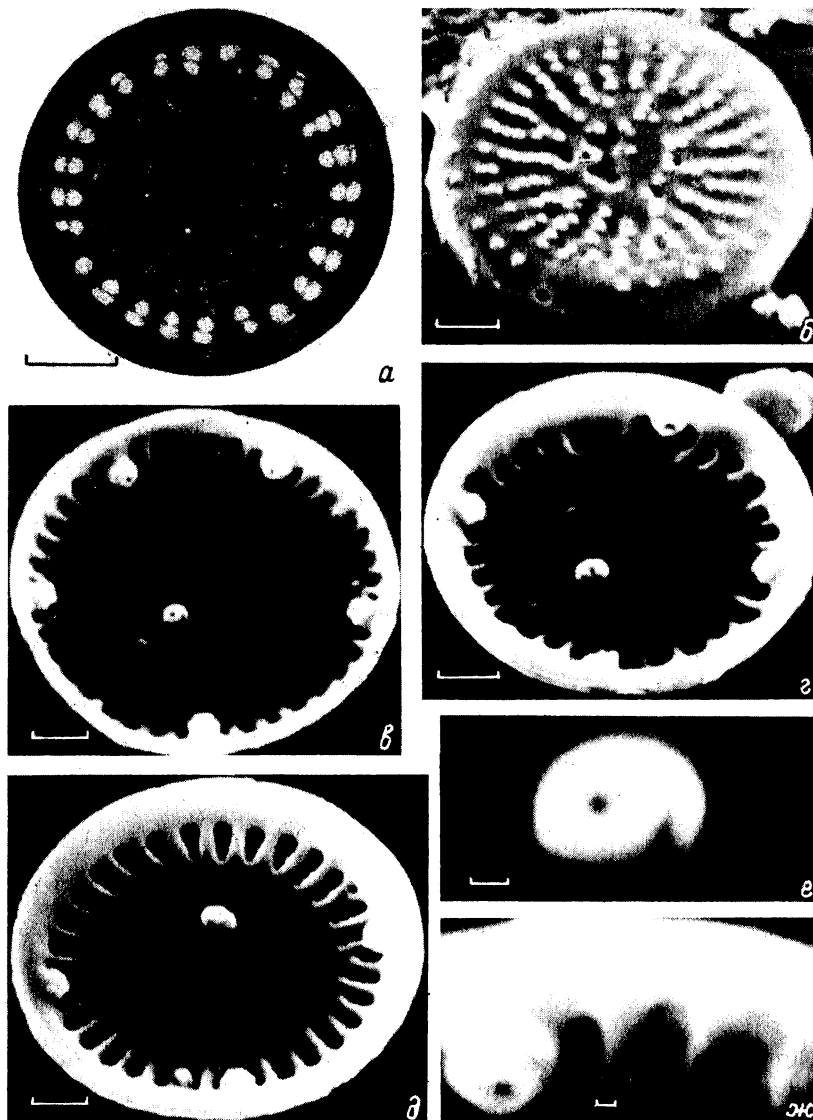


Рис. 2. Электронные микрофотографии створок *Cyclotella delicatula*.

а — створка, б — наружная поверхность, в—д — внутренняя поверхность, е — центральный выrost с одной опорой, ж — краевой выrost с двумя опорами и двугубый выrost. а — ТЭМ, б—ж — СЭМ. Масштаб соответствует 1 мкм (а—д) и 0.1 мкм (е, ж).

**Статистические характеристики популяций
некоторых представителей рода *Cyclotella***

Элемент	Лимит	$M \pm m$	σ	CV	n
<i>C. delicatula</i> (нежноструктурная), оз. Телецкое					
Диаметр створки, мкм	3.5–5.4	4.4 ± 0.1	0.5	12.7	18
Число штрихов в 10 мкм*	25–35	29.7 ± 0.6	2.6	9.0	18
Число штрихов в 10 мкм**	19.7–26.3	22.5 ± 0.4	1.8	8.0	18
Число краевых выростов с опорами	3–5	3.7 ± 0.1	0.5	15.3	18
<i>C. delicatula</i> (грубоструктурная), оз. Телецкое					
Диаметр створки, мкм	3.5–5.8	4.4 ± 0.1	0.5	12.2	30
Число штрихов в 10 мкм*	25–30	28.0 ± 0.4	2.4	8.8	30
Число штрихов в 10 мкм**	18.6–24.6	21.3 ± 0.2	1.4	6.6	30
Число краевых выростов с опорами	2–5	3.4 ± 0.1	0.7	2.1	30
<i>C. delicatula</i> , оз. Валдайское					
Диаметр створки, мкм	3.8–5.7	4.5 ± 0.0	0.5	11.2	30
Число штрихов в 10 мкм*	25–30	27.6 ± 0.4	2.5	9.1	30
Число штрихов в 10 мкм**	17.8–22.5	20.2 ± 0.2	1.0	5.2	30
Число краевых выростов с опорами	3–5	3.9 ± 0.1	0.6	16.6	30
<i>C. granulata</i> , оз. Сонг-Кёль					
Диаметр створки, мкм	4.6–8.7	6.2 ± 0.1	1.0	16.2	35
Число штрихов в 10 мкм*	16–25	20.5 ± 0.5	3.3	16.1	35
Число штрихов в 10 мкм**	12.4–18.6	15.3 ± 0.2	1.7	18.8	35
Число краевых выростов с опорами	4–9	5.7 ± 0.2	1.0	19.0	35

Примечание. M – среднее арифметическое, m – ошибка средней арифметической, σ – среднее квадратическое отклонение, CV – коэффициент вариации, n – объем выборки.

* При подсчете использовали общепринятый способ [6].

** Способ, предложенный нами ранее [1].

перпендикулярно альвеолам (рис. 2). На загибе створки имеется один двугубый вырост, щель которого ориентирована радиально или под небольшим углом (рис. 1; 2,ж).

Тип: Россия, оз. Телецкое, IX 1989, С. И. Генкал. Хранится в Институте биологии внутренних вод РАН (Ярославская обл., пос. Борок).

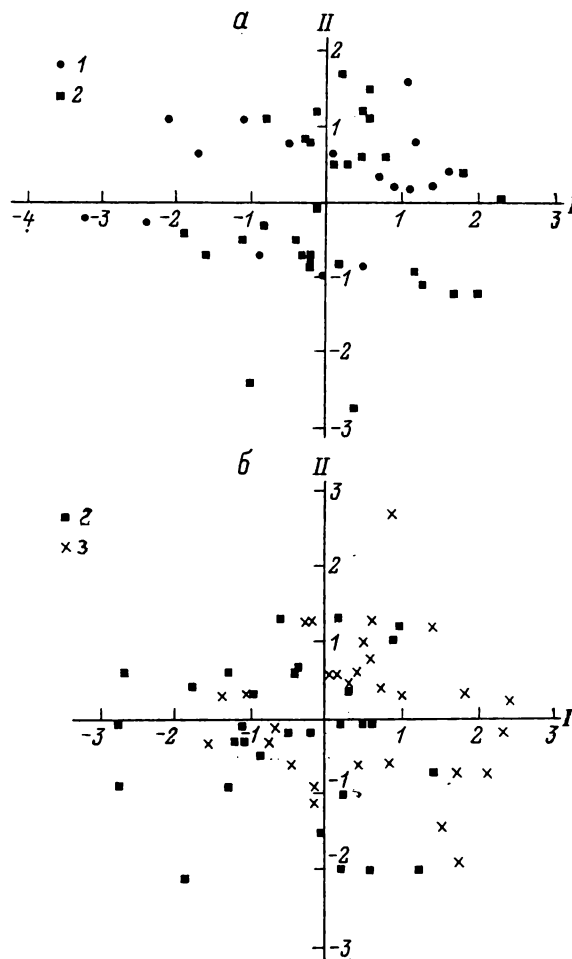


Рис. 3. Распределение выборок в координатах первых двух главных компонент. *а* – нежноструктурная (1) и грубоструктурная (2) формы из оз. Телецкого; *б* – грубоструктурная форма из оз. Телецкого (2), форма из оз. Валдайского (3).

Водоросль вегетировала при температуре воды 14–15°C и прозрачности воды 2–8 м.

Распространение: оз. Валдайское, р. Енисей.

Первоначально при изучении материала мы обратили внимание на присутствие тонко- (рис. 1, *а-г*; 2, *е*) и грубоструктурных (рис. 2, *а, г, д*) створок, что могло означать наличие двух близких по морфологии таксонов. Впоследствии были найдены переходные формы (рис. 1, *д, е*), а анализ статистических характеристик (см. таблицу) и представление данных в координатах двух главных компонент

(рис. 3) показали, что это один вид. Возможно, в данном случае мы имеем дело с водорослью, обладающей гетероморфным панцирем, что нередко встречается среди центрических диатомей, в том числе и у представителей рода *Cyclotella* [2].

По общему абрису створки *C. delicatula* сходны со створками *C. granulata* Kulumb. et Genkal [3], но отличаются от них по основным количественным характеристикам (см. таблицу).

Литература

1. Генкал 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, № 6.
2. Генкал С. И. Морфология и таксономия некоторых видов диатомовых водорослей рода *Cyclotella* Kütz. // Фауна и биология пресноводных организмов. Л., 1987.
3. Генкал С. И., Кулумбаева А. А. О диатомовых водорослях (*Centrophyceae*) оз. Сонг-Кель (Западный Тянь-Шань) // Биология внутренних вод: Информ. бюл. Л., 1990. № 86.
4. Порецкий В. С., Шешукова В. С. Диатомовые Телецкого озера и связанных с ним рек // Диатомовый сборник. Л., 1953.
5. Прошкина-Лаверенко А. И. Диатомовые водоросли современных морей и озер // Диатомовые водоросли СССР (ископаемые и современные). Л., 1974. Т. 1.
6. Anonynous. Proposals for a standardization of diatom terminology and diagnoses // Beih. Nova Hedwigia, 1975. H. 53.

Институт биологии
внутренних вод им. И. Д. Папанина РАН

УДК 574.5(28) : 581

О. А. Ляшенко

СТРУКТУРА И СЕЗОННЫЕ ИЗМЕНЕНИЯ ФИТОПЛАНКТОНА ОЗ. НЕРО

The structure and seasonal succession of the phytoplankton of the shallow lake Nero have been investigated. Contemporary trophic state of lake is characterized. The diversity of phytoplankton communities is estimated by Shannon index.

Оз. Неро, площадью 52 км², – мелководный водоем, подверженный интенсивному ветровому перемешиванию [9]. В настоящем сообщении приводятся результаты изучения структуры и пространственно-временного распределения фитопланктона в оз. Неро в 1989 г.

Пробы отбирали с поверхности на 12 станциях озера, в истоке р. Вёксы и в устьях рек Сары и Ишни (рис. 1) в мае, июле, сентябре и октябре. Фитопланктон концентрировали фильтрационным методом

Рис. 1. Средняя для периода наблюдений биомасса фитопланктона по станциям.

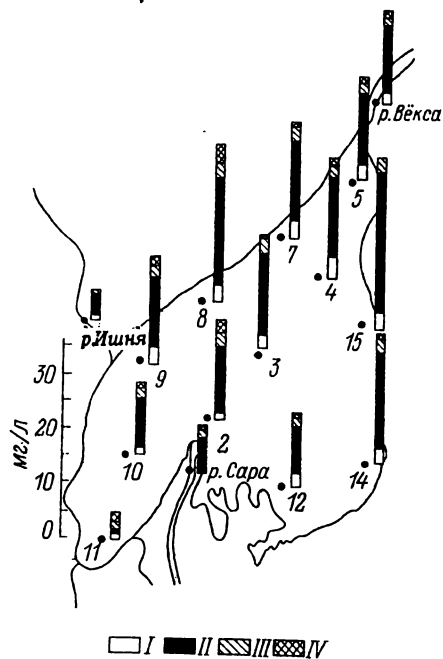
I — диатомовые, II — синезеленые, III — зеленые, IV — прочие водоросли; 1–15 — номера станций.

и обрабатывали по общепринятой методике [3]. Средние за период наблюдения количественные показатели фитопланктона рассчитывали как средневзвешенные. Разнообразие фитопланктонных сообществ оценивали информационным индексом Шеннона [11].

1989 г. отличался ранней весной (озеро вскрылось 31 марта) и жарким летом с продолжительными штилевыми периодами. В середине мая около половины биомассы фитопланктона составляли диатомовые водоросли (рис. 2), представленные как и в предыдущие годы [5] в основном разнообразными пennisными диатомеями — *Synedra tenera* W. Sm., *S. berolinensis* Lemm., *S. acus* Kütz., *Fragilaria construens* var. *binodis* (Ehr.) Grun., *Nitzschia acicularis* W. Sm. Из центральных встречались *Aulacosira ambigua* (Grun.) Sim., *Stephanodiscus minutulus* (Kütz.) Cleve et Moller, в значительном количестве (до $2.3 \cdot 10^6$ кл./л на ст. 14) развивались криптомонады — представители рода *Cryptomonas* Ehr. и *Chroomonas acuta* Uterm. Их биомасса составляла в среднем 17 % от общей.

Наиболее многочисленны в майском фитопланктоне (78 %) были синезеленые водоросли. К особенностям их вегетации весной 1989 г. относилось наличие в значительном количестве летне-осеннего доминанта — *Oscillatoria limnetica* Lemm. (32 % численности, 62 % биомассы). Видимо, благоприятные условия зимы 1988–1989 гг. способствовали сохранению этого вида в жизнеспособном состоянии. В наибольших количествах (до $1.7 \cdot 10^6$ кл./л) *Oscillatoria* встречалась в северной части водоема, где она интенсивно вегетировала осенью предыдущего года [5]. В Левском заливе она практически отсутствовала. Среди других синезеленых наиболее заметны были *Microcystis pulvereae* f. *incerta* (Lemm.) Elenk. и *Lyngbya limnetica* Lemm.

Средняя численность фитопланктона в мае 1989 г. составила $32 \cdot 10^6$ кл./л, а биомасса — 3.5 мг/л, т. е. значительно меньше, чем в сходном по гидрометеорологическим условиям 1988 г. [5]. Развитие



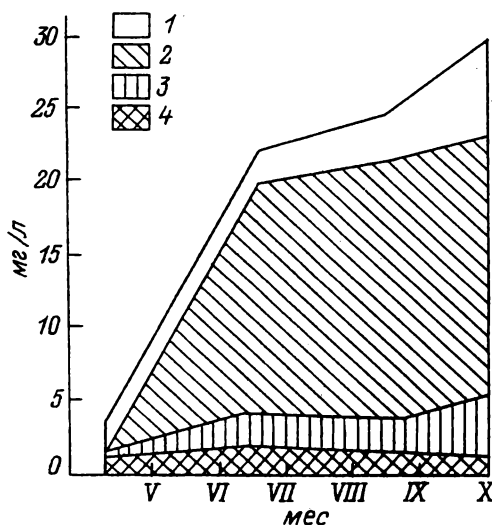


Рис. 2. Сезонная динамика биомассы фитопланктона.

1 – диатомовые, 2 – синезеленые, 3 – зеленые, 4 – прочие водоросли.

планктонных водорослей в этот период, вероятно, лимитировалось растительным зоопланктоном. На это указывают, в частности, результаты наблюдений за фито- и зоопланктоном в озере [5, 6], а также данные о содержании растительных каротиноидов в зоопланктоне [7] в предыдущие годы.

С мая по июль численность и биомасса планктонных водорослей возросли

более чем в 5 раз (рис. 2). Синезеленые доминировали по всем показателям. В их составе преобладали *Oscillatoria limnetica* (9 мг/л) и *Aphanizomenon flos-aquae* f. *gracile* (Lemm.) Elenk. (2.7 мг/л). Биомасса зеленых водорослей за этот период возросла до 2.25 мг/л (рис. 2), наиболее часто встречались представители рода *Scenedesmus* Meyen – *S. communis* Heg., *S. acuminatus* (Lagerh.) Chod., *S. armatus* Chod., а также *Monoraphidium contortum* (Thur.) Kom.-Legn. и *Actinastrum hantzschii* Lagerh. Среди диатомовых самой многочисленной была *Aulacosira ambigua* со средней биомассой 0.6 мг/л.

В сентябре наблюдалось дальнейшее увеличение общего количества фитопланктона – в среднем до $1521 \cdot 10^6$ кл./л. Преобладала *Oscillatoria limnetica*. Ее биомасса (14 мг/л) составляла 58 % от общей. Биомасса диатомей возросла до 2.8 мг/л, причем в основном за счет увеличения количества пенистых – *Nitzschia acicularis*, *N. gracilis* Hantzsch. и др. Тенденция, отмеченная в диатомовом планктоне в 1987 и 1988 гг. [5], наблюдалась и в 1989 г.: пенистые имели большой удельный вес весной и осенью, тогда как летом преобладала центрическая *Aulacosira ambigua*.

В конце октября при температуре воды 3°C биомасса фитопланктона всех трех групп достигла максимума и составила в среднем 29.5 мг/л (рис. 2). Несмотря на некоторое уменьшение численности (с 1520 до $1050 \cdot 10^6$ кл./л), произошедшее за счет мелкоклочных форм, биомасса синезеленых водорослей увеличилась до 17.9 мг/л, что в основном было обусловлено возросшей плотностью популяции *Oscillatoria limnetica*, составившей 86 % от общей биомассы.

Наибольшее обилие планктонных водорослей наблюдалось в северных и центральных частях акватории озера (рис. 1), особенно на

ст. 15. Значительно менее интенсивно фитопланктон вегетировал в Левском заливе. Минимальная средняя биомасса наблюдалась на ст. 11 (5 мг/л), где преобладали диатомовые, зеленые и криптофитовые водоросли. Основным фактором, ограничивающим развитие фитопланктона на этом участке, был интенсивный рост высшей водной растительности [1].

Флористический состав, структура и количественное развитие водорослей планктона в истоке р. Вёксы в течение всего периода наблюдений были такие же, как и в открытом плесе озера (рис. 1). В устьевых участках рек Сары и Ишни в мае, сентябре и октябре наблюдался специфический фитопланктон с биомассой 0.44–1.3 мг/л, представленный преимущественно диатомовыми (роды *Nitzschia* Hass., *Navicula* Bory), золотистыми (род *Chrysococcus* Klebs) и криптофитовыми (род *Cryptomonas*) водорослями. В июле состав и биомасса фитопланктона (14 и 24 мг/л соответственно) здесь оказались такими же, как и в открытой части озера, что, вероятно, обусловлено поступлением водных масс озера в устьевые участки рек. Флористический состав фитопланктона был аналогичен озерному, но отличался значительно меньшим видовым разнообразием.

Сезонные изменения численности и биомассы планктонных водорослей оз. Неро в 1989 г. имели такой же характер, как и в полимиктических высокотрофных озерах [8]. Средняя за период наблюдения биомасса фитопланктона в нем – (20 ± 1.7) мг/л – оказалась близкой к наибольшим величинам, отмеченным для озер подобного типа [8]. Особенностью вегетационного периода 1989 г. было нарастание биомассы фитопланктона вплоть до глубокой осени, обусловленное в первую очередь увеличением плотности популяции *Oscillatoria limnetica*. Тенденция роста численности этого вида осенью наблюдалась и в сходном по гидрометеорологическим условиям 1988 г. [5], но в меньших масштабах.

Преобладание представителей рода *Oscillatoria* Vauch. характерно для озер с высоким уровнем трофии [8], однако *O. limnetica* не относится к числу наиболее распространенных доминантов. Этот вид указывается в качестве доминанта лишь в некоторых озерах Беларуси [10] и Северо-Двинской системы [2], хотя количественные показатели его развития в них значительно ниже, чем в оз. Неро.

Увеличение монодоминантности фитопланктонного сообщества оз. Неро в течение вегетационного периода четко отражает изменение индекса Шеннона. С мая по октябрь он уменьшился с 3.8 до 1.5 бит на единицу численности. За весь период наблюдений этот показатель в среднем оказался равным 3 бит на единицу численности и 3.5 бит на единицу биомассы, что значительно превышает величины, отмеченные для озер высокого уровня трофии [4, 12]. Близкие к этим значениям информационного индекса наблюдались в оз. Неро и в предыдущие годы [5].

Таким образом, в 1989 г. средняя биомасса фитопланктона в оз. Неро была значительно больше, чем в 1987 и 1988 гг. В составе

фитопланктона преобладали синезеленые (69 %), диатомовые (13 %) и зеленые (10 %) водоросли. Наименьшей биомасса планктонных водорослей была в мае, наибольшей – в конце октября. Высокие показатели продуктивности фитопланктонного сообщества сочетались с относительно высокими значениями информационного индекса Шеннона. Влияние притоков на видовой состав и количественное развитие фитопланктона в озере было незначительным.

Литература

1. Довбня И. В. Высшая водная растительность оз. Неро // Современное состояние экосистемы оз. Неро. Рыбинск, 1991.
2. Корнева Л. Г. Структура и динамика фитопланктона водоемов Северо-Двинской водной системы // Флора и продуктивность пелагических и литоральных фитоценозов водоемов бассейна Волги. Л., 1990.
3. Кузьмин Г. В. Фитопланктон. Видовой состав и обилие // Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. М., 1975.
4. Лаверентьева Г. М. Фитопланктон малых удобряемых озер. М., 1986.
5. Ляшенко О. А. Фитопланктон оз. Неро // Современное состояние экосистемы оз. Неро. Рыбинск, 1991.
6. Ривьер И. К., Столбунова В. Н. Зоопланктон оз. Неро // Там же.
7. Сизарева Л. Е., Ляшенко О. А. Пигментные характеристики фитопланктона оз. Неро // Там же.
8. Трифонова И. С. Экология и сукцессия озерного фитопланктона. Л., 1990.
9. Фортунатов М. А., Московский Б. Д. Озера Ярославской области // Озера Ярославской области и перспективы их хозяйственного использования. Ярославль, 1970.
10. Экологическая система Нарочанских озер. Минск, 1985.
11. Magurran A. Ecological diversity and its measurement. London, 1988.
12. Ogawa Y., Ichimura Sh. Phytoplankton diversity in inland waters of different trophic status // Jap. J. Limnol. 1984. Vol. 45, N 3.

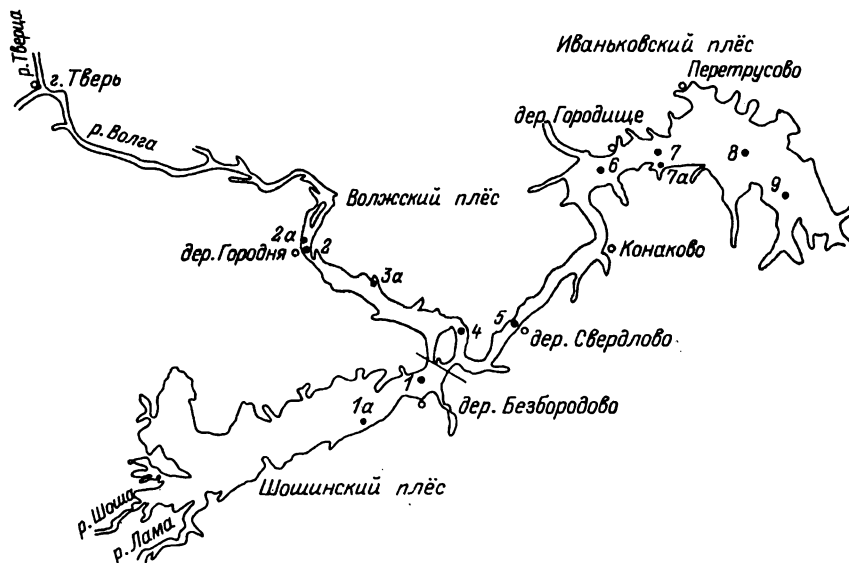
Институт биологии
внутренних вод им. И. Д. Папанина РАН

УДК 574.583(285.2) : 581

Ц. Ю. Метелева

СОДЕРЖАНИЕ ХЛОРОФИЛЛА „а” В ФИТОПЛАНКТОНЕ ИВАНЬКОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

The results of long-term investigations testify to significant interannual variations of chlorophyll „a” content. According to observations in 1985 the level of chlorophyll „a” content in the Ivankovo reservoir was 8.9 mkg/l. The content of chlorophyll „a” – 1.0 ± 0.2 mkg/l, „c” – 0.9 ± 0.1 mkg/l, carotenoids – 5.8 ± 0.9 mk SPV/l, pheopigments – 3.1 ± 0.5 mkg/l.



Расположение станций в Ивановском водохранилище.

1, 1а – р. Шоса у дер. Безбородово, 2, 2а – дер. Городня, 3а – оз. Выдогощь, 4 – р. Волга выше р. Шоши, 5 – у дер. Свердлово, 6 – у дер. Городище, 7, 7а – у дер. Корчева, 8 – у дер. Клины, 9 – у о. Липня. 1, 2, 4–9 – русловые станции, 1а, 2а, 3а, 7а – мелководные.

Содержание пигментов фитопланктона в Ивановском водохранилище исследовали в 1958 [2], 1970 [1], 1973–1974 [3] и 1978 [4] гг. В данном сообщении рассматриваются материалы наблюдений, проведенных в 1985 г.

Материал собирали в мае, июле, августе и сентябре на 8 русловых и 4 мелководных станциях (см. рисунок). На русловых станциях пробы воды отбирали батометром Францева–Рутнера из слоя 0–2 м и от поверхности до дна (интегрированная проба), на мелководных – с глубины 0.5 м.

Фитопланктон концентрировали из 0.5–1 л воды на мембранные фильтры марки „Синпор–1”. Пигменты анализировали по стандартной спектрофотометрической методике [9]. Экстракты для спектрофотометрии готовили по принятой методике [3]. Концентрации хлорофиллов рассчитывали по формулам Джефри и Хамфри [6], фео-пигменты – по Лоренцену [7], растительные каротиноиды – по формуле Парсонаса и Стрикленда [8].

Содержание хлорофилла „а” (хл. „а”) рассчитано как средневзвешенное за весь безледный период с учетом площади плесов водохранилища. Его содержание в фитопланктоне составляло 66–95 % от суммы зеленых пигментов. Доли дополнительных пигментов (хл. „b” и „c”) в среднем были близки и составляли 4–26 %. Отношение

Таблица 1

Содержание пигментов в водохранилище
в 1985 г., мкг/л

Пигмент	Концентрации в слое	
	0–2 м	0–дно
Хлорофилл		
„а”	8.8 ± 1.5	8.6 ± 1.6
„б”	1.0 ± 0.2	0.9 ± 0.2
„с”	0.9 ± 0.1	0.8 ± 0.1
Каротиноиды, мк SPV/л	5.8 ± 0.9	5.9 ± 1.1
Феопигменты	3.2 ± 0.5	3.4 ± 0.7

Примечание. SPV – единица измерения каротиноидов, близкая к 1 г.

Таблица 2

Концентрация хлорофилла „а” на станциях водохранилища
в 1985 г., мкг/л

Номер станции	13–15 V	6–8 VII	2–4 VIII	26–28 IX	Среднее
1	37.5	8.6	32.9	8.5	21.9 ± 6.7
1а	68.7	71.5	27.3	6.8	43.6 ± 13.8
2	6.0	4.6	4.1	4.2	4.7 ± 0.4
2а	19.4	—	11.7	8.5	13.2 ± 2.6
3а	32.6	81.5	21.5	12.7	37.1 ± 13.3
4	—	10.4	6.2	4.0	6.9 ± 1.5
5	13.4	9.8	9.4	4.0	9.2 ± 1.7
6	—	4.5	8.1	2.5	5.9 ± 1.3
7	7.4	5.7	7.2	2.7	5.8 ± 0.9
7а	16.0	5.7	13.3	3.1	9.4 ± 2.7
8	—	7.0	15.0	3.1	8.4 ± 2.9
9	12.1	4.1	10.6	1.9	7.2 ± 2.1

каротиноиды/хл. „а” колебалось от 0.5 до 0.8 (наиболее часто 0.6–0.7). Продукты распада хл. „а” – феопигменты – обнаружены во всех пробах. Их абсолютное содержание достигало 15.4 мкг/л, относительное – 58 % (от суммы с чистым хл. „а”) и в среднем по водохранилищу составило 30–32 %.

Заметных различий между содержанием пигментов в верхнем 2-метровом слое воды и в интегрированных пробах не оказалось (табл. 1). На мелководных станциях хл. „а” было в 1.5–2 раза больше,

Таблица 3

Средневзвешенное содержание хлорофилла „а”
в Ивановском водохранилище в разные годы, мкг/л

Год	Горизонт отбора проб, м	Плеса			Водохранилище в целом		Литературный источник
		Волжский	Иваньковский	Шошинский	за период наблюдений	за безледный период	
1958	0–3	10.9	13.6	12.2	—	12.5	[2]
1970	0–2	9.0	7.8	23.0	13.3	—	[1]
1973	0–2	24.4	18.2	53.5	31.8	25.2	[3, 4]
1974	0–2	15.9	15.2	47.8	26.7	20.8	[3, 4]
1978	0–2	6.1	6.2	29.2	—	14.2	[4]
1985	0–2	5.2	4.6	16.8	—	8.9	Наши данные

чем в русловых (табл. 2). Для ретроспективного анализа динамики хл. „а” в водохранилище нами рассмотрены данные, касающиеся только верхнего 2-метрового слоя воды [1–4].

Наиболее высокие концентрации хл. „а” (табл. 2) в 1985 г. наблюдали в мае. В Ивановском и Шошинском плесах выделяли еще и летний (в августе) подъем. В Волжском плесе летнего пика не было, здесь отмечали понижение концентраций от весны к осени (табл. 2). Во все годы наблюдений Шошинский плес характеризовался наиболее высоким содержанием хл. „а” [1–4], хотя в 1985 г. его концентрация и не превышала 37.5 мкг/л, что в 2–3 раза ниже по сравнению с 1973–1974 и 1979 гг. Более низкой она была и в других плесах водохранилища (табл. 3).

В наиболее неблагоприятном по метеорологическим условиям 1980 г. (низкий уровень поступления солнечной радиации на поверхность водоема, прохладное и дождливое лето) максимальная концентрация хл. „а” достигала всего 10.1 мкг/л [5], тогда как в 1973–1974 и 1979 гг. — 68.8 мкг/л [3, 5].

Таким образом, изложенные материалы свидетельствуют о значительных межгодовых колебаниях содержания хлорофилла „а” в Ивановском водохранилище, однако какой-либо тенденции в его динамике не наблюдается.

Литература

1. Елизарова В. А. Содержание пигментов фитопланктона в Ивановском водохранилище по наблюдениям 1970 г. // Биология, морфология и систематика водных организмов. Л., 1976.
2. Пырина И. Л. Первичная продукция фитопланктона в Ивановском, Рыбинском и Куйбышевском водохранилищах в зависимости от некоторых факторов // Продуцирование и круговорот органического вещества во внутренних водоемах. Л., 1966.

3. Пырина И. Л., Сизарева Л. Е. Содержание пигментов фитопланктона в Ивановском водохранилище в 1973–1974 гг. // Биология низших организмов. Рыбинск, 1978.
4. Сизарева Л. Е. Содержание и фотосинтетическая активность хлорофилла фитопланктона Верхней Волги: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Киев, 1984.
5. Тарасенко Л. В., Луценко М. А. Фитоценозы мелководий Ивановского водохранилища // Биологическая продуктивность и качество воды Волги и ее водохранилищ. М., 1984.
6. Jeffrey S. W., Humphrey G. F. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c₁ and c₂ in higher plants algae and natural phytoplankton // Biochem. Physiol. Pflanz. 1975. Bd 167, H. 2.
7. Lorenzen C. J. Determination of chlorophyll and pheopigments: spectrophotometric equations // Limnol. Oceanogr. 1967. Vol. 12, N 2.
8. Parsons T. R., Strickland J. D. H. Discussion of spectrophotometric determination of marine plant pigments with revised equations for ascertaining chlorophylls and carotinoides // J. Mar. Res. 1963. Vol. 21, N 3.
9. Scor-Unesco Working Group 17: Determination of photosynthetic pigments in sea water // Monographs on oceanographic methodology. Paris, 1966.

Институт биологии
внутренних вод им. И. Д. Папанина РАН

УДК 595.132

В. Г. Гагарин

НОВЫЕ ДЛЯ ФАУНЫ РОССИИ И СОПРЕДЕЛЬНЫХ СТРАН СВОБОДНОЖИВУЩИЕ НЕМАТОДЫ ИЗ ВОДОЕМОВ ОЧИСТНЫХ СООРУЖЕНИЙ

Description and illustration are given of six species of nematodes found in the regions of sewage discharge of Borok, Yaroslavl district: *Odontolaimus aquaticus* Schneider, 1937; *Dorylaimoides teres* Thorne et Swanger, 1936; *Discolaimus major* Thorne, 1939; *Cylindrolaimus obtusus* Cobb, 1916; *Panagrolaimus thienemanni* Hirschmann, 1952; *Rhabditoides stigmatus* (Steiner, 1930).

При изучении фауны свободноживущих нематод водоемов, предназначенных для очистки сточных вод пос. Борок (Ярославская обл.), обнаружено 6 редких видов, ранее не известных в водоемах бывшего Советского Союза. Пробы грунта отбирали стратометром С-1, из ризосферы растений нематод извлекали вороночным методом [2]. Червей фиксировали 2–4 %-ным формалином. Определение и промеры нематод проводили на постоянных глицериновых препаратах, подкрашенных метиленовой синькой. Ниже дана краткая морфологическая характеристика и рисунки этих видов.

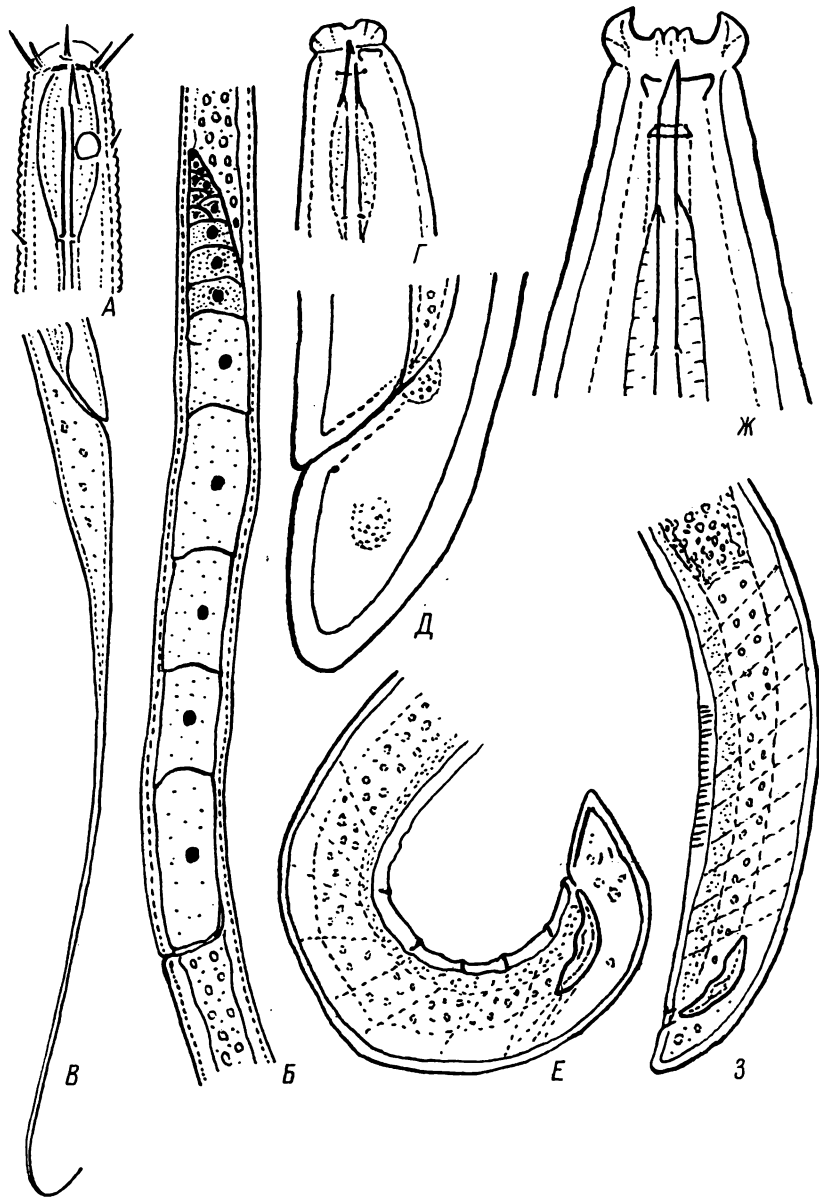


Рис. 1. Детали строения нематод.

А, Г, Ж — головной конец; Б — область вульвы; В, Д — хвост самки; Е, З — задний конец самца. Остальные объяснения в тексте.

1. *Odontolaimus aquaticus* Schneider, 1937 (рис. 1, A–B).

♀ L = 0.825 мм, a = 39.3, b = 6.4, c = 3.8, V = 32.97 %.

Кутикула кольчатая, несет короткие соматические щетинки. Область губ не обособлена, диаметром 9 мкм. Головных щетинок 10 (6 + 4), из них 6 длиннее остальных и достигают 6 мкм. Отверстия амфидов круглые, расположены от переднего конца тела на расстоянии 14 мкм. Стома трубчатая, длиной 24 мкм. Впереди стомы, на ее дорсальной стенке расположен небольшой острый копьевидный зуб. Напротив него – продольная узкая складка. Пищевод резко расширяется в 75 % своей длины, образуя мускулистый отрезок длиной 32 мкм. Кардий маленький, кардиальные железы небольшого размера. Губы вульвы не выступают, вагина короткая. Яичник один, задний, без загиба. Герментативная зона короткая, зрелые овоциты хорошо выражены. Передняя ветвь матки отсутствует. Хвост длинный, размером 217 мкм, терминус нитевидный, хв./ан. = 16. Вид впервые найден в лесном ручье на о. Суматра (Индонезия) [7]. Впоследствии зарегистрирован во мху в Аргентине [3] и во мху и влажной почве в Парагвае [4]. Наш экземпляр отличается несколько более коротким хвостом. Найден в канаве сточных вод.

2. *Dorylaimoides teres* Thorne et Swanger, 1936 (рис. 1, Г–Е).

2 ♀♀ L = 1.48, 1.33 мм; a = 25.5, 25.6; b = 8, 7.9; c = 49.3, 42.9; V = 41, 43.2 %; ♂ L = 1.24 мм, a = 25.4, b = 6.5, c = 44.4, suppl. 6, spic. 38 мкм.

У самок по обеим сторонам тела тянутся цепочки из округлых кожных желез. Кутикула нежнокольчатая. Область губ хорошо обособлена, диаметром 10–11 мкм. Длина копы 11–12 мкм. Ведущее кольцо простое. Пищевод в 70–75 % своей длины резко увеличивает, формируя бульбусовидное базальное расширение длиной 50–60 мкм. Женские гонады парные, с загибом. Длина ректума равна анальному диаметру тела, преректум в 5–6 раз больше ректума. Длина хвоста у самок 28–31 мкм, хв./ан. = 0.9–1.1; самца – 28 мкм, хв./ан. = 0.9. Почвенный вид, в водоемах встречается чрезвычайно редко. Найден среди корней осоки в канаве сточных вод.

3. *Discolaimus major* Thorne, 1939 (рис. 1, Ж, З).

♂ L = 2.76 мм, a = 28.2, b = 5.06, c = 89.1, suppl. 20, spic. 70 мкм.

Кутикула гладкая, кожные железы не заметны. Область губ обособлена, образует хорошо выраженную присоску диаметром 21 мкм. Отверстия амфидов широкие, локализуются непосредственно под губами. Длина копы 27 мкм, отверстие длиной 10 мкм. Ведущее кольцо двойное. Длина хвоста 31 мкм, хв./ан. = 0.6. Супплементы мелкие, папилловидные, лежат близко друг к другу, составляя один непрерывный ряд. Почвенный вид. Самцы ранее не были известны. Обнаружен в канаве сточных вод.

4. *Cylindrolaimus obtusus* Cobb, 1916 (рис. 2, A–B).

2 ♀♀ L = 0.634, 0.591 мм; a = 20.5, 23.6; b = 6.47, 5.85; c = 6.67, 6.5; V = 59.62, 56.17 %.

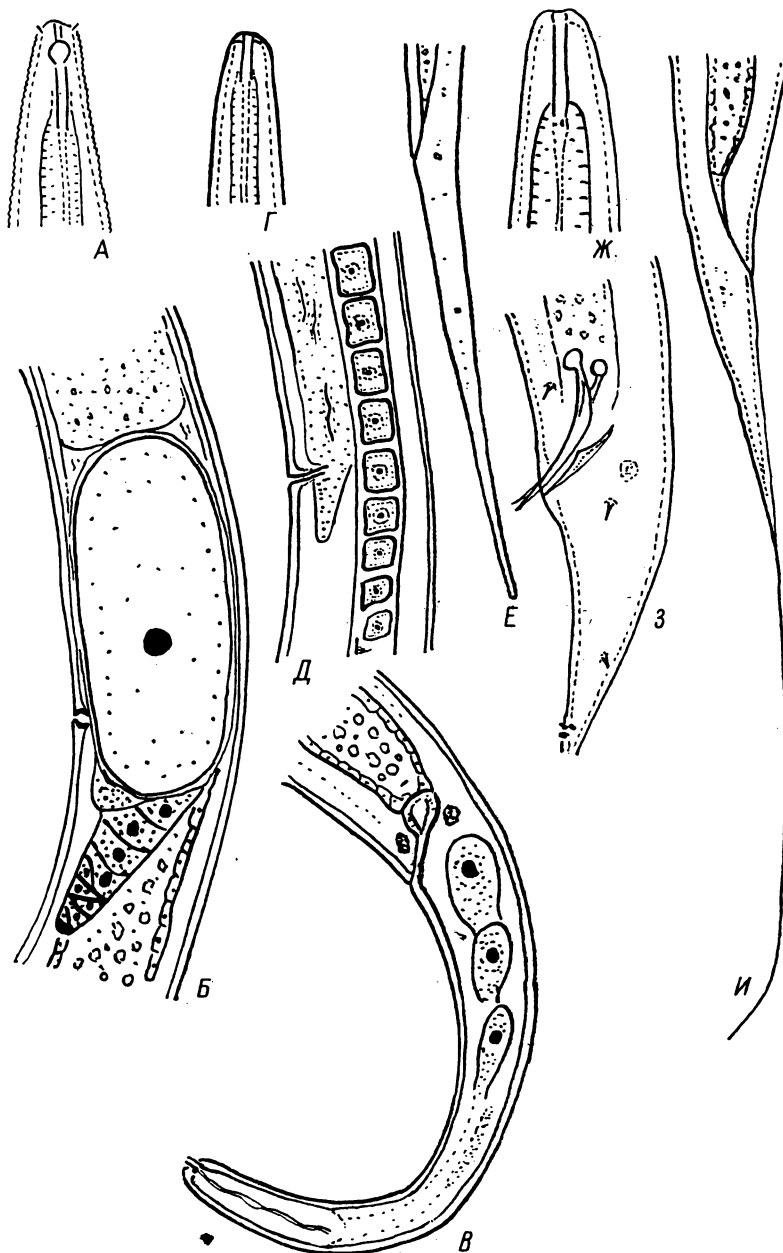


Рис. 2. Детали строения нематод.

А, Г, Ж — головной конец; Б, Д — область вульвы; В, Е, И — хвост самки; З — тело в области клоаки. Остальные объяснения в тексте.

Кутикула кольчатая. Область губ сужена, диаметром 4 мкм. Длина четырех головных щетинок 1 мкм. Длина стомы 17–18 мкм. Отверстия амфидов округлые, расположены на уровне первой половины стомы. Передняя гонада самок хорошо развита, длиной 120–180 мкм; задняя короткая, редуцирована, длиной 30–38 мкм. В матке 1 яйцо размером 53–56 × 23–25 мкм. Ректальный синус и ректальные железы хорошо развиты. Расстояние от заднего конца пищевода до вульвы в 1.4–1.8 раза превышает расстояние от вульвы до ануса. Длина хвоста 91–95 мкм, хв./ан. = 5.4–5.7. Найдены в канаве сточных вод. Это третья находка данного вида. Описан из водоема федерального округа Вашингтона (США) [6].

5. *Panagrolaimus thienemanni* Hirschmann, 1952 (рис. 2, Г–Е).

5 ♀♀ L = 1.34–1.6 мм, a = 48.0–61.5, b = 5.23–7.37, c = 6.82–8.65, V = 69.11–76.05 %.

Губы не выражены, диаметр области губ 7 мкм. Длина стомы 11–12 мкм. Вагина короткая, занимает 1/3 диаметра тела. Яичник длинный, с загибом. Длина задней матки 8–9 мкм, что равно 40–50 % соответствующего диаметра тела. Длина хвоста 160–190 мкм, хв./ан. = 8–10. Терminus хвоста округлен. Большое количество личинок найдено в ризосфере осоки, вегетирующей в канале сточных вод. Ранее из ризосферы водных растений был известен близкий вид этого рода – *P. hygrophilus* [1].

6. *Rhabditoides stigmatus* (Steiner, 1930) Andrassy, 1986 (рис. 2, Ж–И).

5 ♀♀ L = 0.93–1.1 мм, a = 19.4–22.5, b = 5.51–6.77, c = 3.41–3.88, V = 39.16–44.89 %. 3 ♂♂ L = 0.88–0.98 мм, a = 23.2–32.3, b = 5.21–6.51, c = 4.36–4.63.

Диаметр области губ 7–8 мкм. Стома в форме трубки, длиной 16–18 мкм. Корпус занимает 61–68 % длины пищевода. Гонады самок парные. В матке 1–3 яйца размером 52–58 × 37–38 мкм. Хвост длинный, терminus нитевидный. У самок его длина равна 290–310 мкм, хв./ан. = 12.1–16.0; у самцов 190–225 мкм, хв./ан. = 8.5–10.5. Спикула размером 28–32 мкм, рулек 15–20 мкм. Найден в отстойнике сточных вод. Сапробионт, обитатель полисапробных водоемов. Известен из водоемов Германии и Италии [5].

Литература

1. Газарин В. Г. Пресноводные нематоды европейской части СССР. Л., 1981.
2. Кирьянова Е. С., Кралль Э. Л. Паразитические нематоды растений и меры борьбы с ними. Л., 1969. Т. 1.
3. Andrassy I. The zoological results of Gy. Topals collectings in South Argentina. 2. Nematoda: neue und einige seltene Nematoden – Arten aus Argentinien // Annls hist.-nat. Mus. nath. Hung. (Zool.). 1963. T. 55.
4. Andrassy I. Fauna Paraguayensis. 2. Nematoden aus den Galeriewaldern des Aca-ray – Flusses // Opusc. zool. Budapest. 1968. T. 8.
5. Andrassy I. Nematoda // Limnofauna Europaea. Stuttgart; New York, 1978.
6. Cobb N. A. Revision of the genus *Cylindrolaimus* // J. Parasitol. 1916. Vol. 2.

7. *Schneider W.* Freilebende Nematoden der Deutschen Limnologischen Sundaexpedition nach Sumatra, Jawa und Bali // Arch. Hydrobiol. 1937. Suppl. Bd 15 (Tropische Binnengewässer. Bd 7).

Институт биологии
внутренних вод им. И. Д. Папанина РАН

УДК 591.524.12(571.663)

Н. В. Вехов, Т. П. Вехова

**РАСПРОСТРАНЕНИЕ PRISTICEPHALUS JOSEPHINAE
(GRUBE, 1853) И LEPIDURUS APUS (LINNAEUS, 1758)
В ВОДОЕМАХ РАЗЛИЧНЫХ ПРИРОДНЫХ ЗОН РОССИИ
И СОПРЕДЕЛЬНЫХ СТРАН**

Distribution and duration of life of *Pristicephalus josephinae* (Grube, 1853) and *Lepidurus apus* (Linnaeus, 1758) in waterbodies of different kind are described.

Ареалы и жизненные циклы многих видов голых жаброногов (*Apostraca*) и щитней (*Notostraca*) фауны России и сопредельных стран изучены сравнительно слабо. Имеющиеся в литературе сведения [10] относятся к началу XX в., когда уровень антропогенной нагрузки на природные ландшафты был невелик и водоемы с филлоподами распространялись повсеместно. В современный период из-за возросшего антропогенного пресса ареалы голых жаброногов и щитней резко сокращаются, а сами рачки становятся редкими и исчезающими [1].

Авторами изучены распространение и встречаемость двух обычных для России видов данных групп ракообразных – *Pristicephalus josephinae* (Grube, 1853) и *Lepidurus apus* (Linnaeus, 1758).

Материал для исследования собран в 1972–1991 гг. в лесостепной (Башкортостан, юг Рязанской обл., Тамбовская, Воронежская, Киевская обл.), лесной (Республика Коми, Архангельская, Тверская, Владимирская, Московская, север Рязанской обл.) и тундровой (Большеземельская и Малоземельская тундры, западный макросклон Полярного Урала, низовья рек Оби и Печоры) природных зонах. Использованы также материалы, любезно предоставленные нам Т. И. Добрыниной и В. П. Семерным (Ярославская обл.), В. Г. Боевым (Башкортостан), С. В. Пронькиным (Центрально-сибирский заповедник, среднее течение р. Енисей), А. А. Хакимуллиным (Тюменская обл.), Е. Г. Николиным (Республика Саха, среднее течение р. Лены, окрестности г. Якутска), Э. И. Поповой (Республика Коми), и литературные данные [1–12].

Оба вида ракообразных имеют обширные ареалы. Они живут как в средних широтах и на севере европейской части России, так и в Сибири. На европейской территории наибольшее количество водоемов с обитающими в них *Lepidurus arus* и *Pristicephalus josephinae* расположено в зоне, в четвертичный период занятой покровными оледенениями и трансгрессиями холодных северных морей: в тайге к востоку от 40° в. д. и подзоне смешанных лесов, в лесотундре бассейна р. Усы, в пойменных и припойменных ландшафтах тундры бассейнов рек Воркуты, Кары, Аяч-Яги, Усы и Печоры. Значительно меньше их в северной полосе степей (примерно по линии г. Днепропетровск—устье р. Оскол—устье р. Хопёр—г. Саратов и далее по 52° с. ш. до Уральского хребта) и в лесостепной зоне к востоку от 30° в. д. до Урала, где в четвертичный период не было покрова оледенений.

В азиатской части России и сопредельных стран *Lepidurus arus* обитает на юге тундровой зоны (южная часть п-ва Ямал), в лесотундре (от устья р. Обь до широт г. Лабытнанги), в тайге Западного (поймы рек Оби, Иртыша и др. от широты Северного Полярного круга до широты гг. Томска и Тобольска), Центрального (средняя часть и долина р. Енисей, Центрально-сибирский заповедник) и Восточного (долины р. Лены до устья рек Вилюй и Алдан) секторов. Он обнаружен также в степной зоне Северного Казахстана (Кокчетавская и Целиноградская обл.), в бассейне р. Амур и на Камчатке. *Pristicephalus josephinae* менее распространен. Он встречается в Обь-Иртышском бассейне (от южной части п-ва Ямал до г. Томска), в тундре п-ва Таймыр, в степной зоне Северного Казахстана (Кокчетавская и Целиноградская обл.) и на юге Западной Сибири (Новосибирская обл.).

В степной и лесостепной зонах оба вида представлены исключительно весенне-раннелетними формами, активная фаза существования которых приходится на март—начало июня (25–70 сут в зависимости от региона). Здесь они живут в мелководных водоемах, расположенных как в поймах рек на заливаемой в паводок пойменной террасе, так и на водоразделах в водоемах, сформированных неровностями рельефа при заполнении их талыми снеговыми водами. Эти водоемы не заболачиваются и имеют нейтральную или слабощелочную реакцию воды (pH 7.2–8.5).

В лесной зоне *Lepidurus arus* и *Pristicephalus josephinae* населяют эфемерные и постоянные водоемы, расположенные в поймах крупных рек (Волга, Кама, Северная Двина, Выгегда, Сысола, Москва, Ока и др.) и их притоков, а также на пойменных террасах больших озерных систем (Мещерские, Валдайские и др.) и отдельных озер (Неро, Верестово и др.). Поскольку животные этих видов не выдерживают закисления среды, их популяции более многочисленны в водоемах пойменных террас, которые вследствие периодического заполнения и промывания паводковыми и (или) талыми снеговыми водами имеют менее кислую реакцию, чем водоемы, расположенные на водоразделах.

Длительность активной фазы существования популяций *Lepidurus*

apus и *Pristicephalus josephinae* в различных подзонах лесной зоны неодинакова и зависит от особенностей года. В подзоне смешанных лесов в годы с нормальными климатическими условиями, когда большинство биотопов этих ракообразных максимально заполнено водой, они встречаются в течение 25–60 сут (с конца апреля–начала мая до конца мая–конца июня). В менее благоприятных условиях, например в бесснежные периоды с ранней весной и дефицитом воды, календарные сроки и длительность существования популяций ниже, а количество биотопов, на которых встречаются рачки, сокращается на 30–75 %. В эфемерных водоемах длительность активной фазы существования популяций почти в 1.5–2 раза меньше (25–40 сут) – с начала–середины апреля до начала–конца мая, что обусловлено быстрым высыханием и (или) прогревом этих водоемов выше 21–23°C.

В таежной подзоне длительность активной фазы и календарные сроки существования популяций этих рачков в разные годы также резко различаются, как и в подзоне смешанных лесов, и зависят главным образом от степени прогрева водной толщи. В обычные для региона относительно прохладные безледные периоды, когда температура воды не превышает 18–23°C, в постоянных водоемах оба рачка встречаются в течение 50–90 сут (с начала–конца июня до конца июня–начала сентября). В эфемерных водоемах они живут 25–40 сут (май–июнь). В годы с ранним и жарким сухим летом, когда часть водоемов пересыхает или прогревается до 24–27°C, активная фаза существования рачков приходится на май–июнь, и она в 2–3 раза короче, чем в годы с прохладным летом.

В Субарктике, лесотундре и на юге тундровой зоны расположены реликтовые участки ареалов *Lepidurus apus* и *Pristicephalus josephinae* [2]. Рачки обитают здесь в мелких водоемах с близкой к нейтральной или нейтральной реакцией среды (рН 6.9–8.5), приуроченных к поймам рек и 1-ым надпойменным террасам на известняках и песчаных грунтах. В постоянных водоемах субарктического региона длительность активной фазы существования и календарные сроки популяций во многом сходны с таковыми таежной зоны. Их более ранняя гибель (начало–середина июля) наблюдается лишь в годы с аномально высоким прогревом водной толщи и быстрым высыханием биотопов. В эфемерных водоемах эти рачки обычно живут всего 25–35 сут (с середины–конца июня до середины–конца июля), а в годы с жарким сухим летом они не появляются вообще, переживая неблагоприятный период в стадии диапаузирующих яиц.

Литература

1. Вехов Н. В. Жаброноги (Anostraca) и щитни (Notostraca) фауны различных природно-климатических зон СССР, предлагаемые к занесению в Красную книгу СССР // Проблемы государственного кадастра животного мира СССР. М., 1988.
2. Вехов Н. В. Фауна и распространение голых жаброногов (Anostraca) и щитней

- (Notostraca) в водоемах северной циркумполярной области // Изв. СО АН СССР. Сер. биол. наук. 1990. Вып. 3.
3. Грезе Б. С. К биологии мелких периодических водоемов // Рус. гидробиол. журн. Саратов, 1927. Т. 6, № 3–5.
 4. Dekschbach N. K. Zur Verbreitung und Biologie der Apusiden in Russland // Рус. гидробиол. журн. Саратов, 1924. Т. 3, № 6–7.
 5. Дексбах Н. К. К распространению и биологии Apusidae в России (1-ое дополнение) // Работы Северо-Кавказ. гидробиол. ст. при Горском с.-х. ин-те. Владикавказ, 1926. Т. 1, вып. 2.
 6. Сидоров С. А. Уссурийский щитень (*Lepidurus ussuriensis* Sidorov) // Рус. гидробиол. журн. Саратов, 1927. Т. 6, № 6–7.
 7. Смирнов С. С. К фауне филлопод окрестностей г. Мурома // Работы Окской биол. ст. М., 1928. Т. 5, вып. 2–3.
 8. Smirnov S. S. Über einiger bemerkenswerte Copepoden aus der Nordural. // Zool. Anz. 1930. Bd 87. H. 7/8.
 9. Смирнов С. С. Phyllopoda Арктики // Тр. Всес. Аркт. ин-та. Л., 1936. Т. 51.
 10. Смирнов С. С. Листоногие раки (Phyllopoda) // Жизнь пресных вод СССР. М.; Л., 1940. Т. 1.
 11. Шкорбагов Ю. Л. Очерк фауны жаброногих ракообразных временных водоемов // Тр. НИИ биол. при Харьков. ун-те. Харьков, 1950. Т. 14–15.
 12. Яшинов В. А. Euphyllopoda Мещерской низменности Рязанской губ. // Тр. Косин. биол. ст. М., 1929. Вып. 9.

Институт охраны природы и заповедного дела
Министерства охраны окружающей среды
и природных ресурсов России

УДК 595.771

Н. И. Зеленцов, А. И. Шилова

**К ФАУНЕ ХИРОНОМИД ЛИТВЫ, БЕЛАРУСИ,
УКРАИНЫ И МОЛДОВЫ (DIPTERA, CHIRONOMIDAE)**

The chironomid midges (about 4500 specimens) were studied. 143 species: Tanypodinae (14), Orthoclaadiinae (38), Chironominae (91) were founded. More 1/2 the total number species were revealed for the first time in this region.

В работе впервые для данного региона приводится список видов хирономид, определенных по имаго, что позволяет идентифицировать их более достоверно, чем по личинкам, а состав фауны представить более полно.

С 28 V по 3 VII 1989 г. в 16 районах Литвы, Беларуси, Украины и Молдовы собрано около 4500 имаго и некоторое количество личинок и куколок. Выявлено 143 вида: Tanypodinae (14), Orthoclaadiinae (38), Chironominae (91), из них (67) – Chironomini и (24) – Tanytarsini. Два первых подсемейства обработаны Н. И. Зеленцовым, третье – А. И. Шиловой.

81 вид (цифры выделены) обнаружены в обследованных районах впервые, из них 27 (обозначены звездочкой) – новые для фауны бывшего СССР, 2 – новые для науки, их описание будет дано особо. В списке после названия вида приводится объем материала, сроки и арабской цифрой место сбора. Код (в скобках), место сбора, номер и сроки сбора, количество особей и видов в сборе:

- (1) Литва, Мажейкяйский р-н, оз. Плинкшай, сб. 1, 28 V, 218 ♂♂, 20 ♀♀, 14 видов; там же, сб. 2, 29 V, 116 ♂♂, 6 видов; там же, сб. 3, 30 V, 62 ♂♂, 10 видов.
- (2) Литва, Тельшяйский р-н, оз. Лукштис, сб. 4, 30 V, 152 ♂♂, 30 ♀♀, 10 видов; там же, сб. 5, 30 V, 138 ♂♂, 31 ♀♀, 16 видов.
- (3) Литва, Алитусский р-н, оз. Записис, сб. 5а, 1 VI, 183 ♂♂, 11 ♀♀, 72P, 2L,¹ 29 видов.
- (4) Беларусь, Гродненская обл., Мостовский р-н, р. Неман, дер. Дашковцы, сб. 6, 6 VI, 71 ♂♂, 7P, 3L, 15 видов.
- (5) Беларусь, Гродненская обл., Зельвинский р-н, Зельвинское водохранилище, сб. 7, 7 VI, 114 ♂♂, 49 ♀♀, 16 видов; там же, сб. 8, 8 VI, 71 ♂♂, 16 видов.
- (6) Украина, Волынская обл., Молорицкий р-н, оз. Свитязь, сб. 9, 10 VI, 976 ♂♂, 37 ♀♀, 23 вида; там же, сб. 10, 10 VI, > 200 ♂♂, 16 видов.
- (7) Украина, Волынская обл., оз. Люцемир, у пос. Шацк, сб. 11, 11 VI, 57 ♂♂, 7♀, 11 видов.
- (8) Украина, Волынская обл., Любомский р-н, оз. Свитязь, сб. 12, 12 VI, 26 ♂♂, 10 видов.
- (9) Украина, р. Западный Буг, 100 км от г. Львова в районе границы между Нововолынской и Львовской обл., сб. 13, 12 VI, 76 ♂♂, 2 вида.
- (10) Украина, Закарпатская обл., р. Тиса, сб. 14, 16 VI, 31 ♂♂, 2 ♀♀, 9 видов; там же, сб. 15, 17 VI, 205 ♂♂, 10 видов.
- (11) Украина, Закарпатская обл., рыбхоз у г. Хуст, сб. 16, 18 VI, 162 ♂♂, 31 ♀♀, 20 видов; там же, сб. 17, 18 VI, 32 ♂♂, 5 ♀♀, 9 видов.
- (12) Украина, Черновицкая обл., Вижнинский р-н, ручей Бит (холодный с каменистым дном) у дер. Долишний Шепот, сб. 18, 20 VI, 5 ♂♂, 3 вида.
- (13) Украина, Черновицкая обл., Сокирянский р-н, Новоднестровское водохранилище у с. Непоротово, сб. 19, 24 VI, 111 ♂♂, 18 ♀♀, 10 видов; там же, сб. 20, 24 VI, 72 ♂♂, 55 ♀♀, 19 видов.
- (14) Украина, Одесская обл., Измаилский р-н, оз. Ялпуг, сб. 23, 1 VIII, около 400 ♂♂ и 100 ♀♀, 15 видов.
- (15) Украина, Одесская обл., Вилковский р-н, с. Приморское, сб. 24, 3 VII, 266 ♂♂, 5 видов; там же, сб. 25, 3 VII, 132 ♂♂, 3 ♀♀, 14 видов.
- (16) Молдова, Рышканский р-н, водохранилище Костешинка на границе с Румынией, сб. 21, 27 VI, 223 ♂♂, 17 видов.

¹P – куколка, L – личинка.

- (17) Молдова, Дубоссарский р-н, с. Оксентия, Приднестровский рыбхоз, сб. 22, 30 VI, 93 ♂♂, 11 ♂♂, 12 видов.

При определении материала использованы основные монографии [3, 5–7] и многочисленные частные работы по систематике отдельных групп, последние не приводятся в списке литературы.

Подсем. TANYPODINAE

1. *Ablabesmyia longistyla* Fitt. – 4 ♂♂, 28 V (1); 1 ♂, 2 куколки, 1 VI (3); 73 ♂♂, 24 VI (13).
2. *A. monilis* (L.) – 218 ♂♂, 3 ♀♀, 10 VI (6).
3. *Clinotanypus nervosus* (Mg.) – 3 ♂♂, 18 VI (11).
4. *Conchapelopia melanops* (Wied.) – 1 ♂, 30 VI (17).
- *5. *Labrundinia longipalpis* (G.) – 10 ♂♂, 12 VI (6).
6. *Natarsia punctata* (Fabr.) – 1 ♂, 30 V (2).
7. *Procladius* (*Holotanypus*) *choreus* (Mg.) – 7 ♂♂, 18 VI (11); 4 ♂♂, 27 VI (16); 2 ♂♂, 30 VI (17); 257 ♂♂, 1 ♀, 3 VI (15).
8. *P. (H.) crassinervis* (Zett.) – 3 ♂♂, 1 ♀, 24 VI (13).
9. *P. (H.) culiciformis* (Mg.) – 3 ♂♂, 2 ♀♀, 11 VI (7); 2 ♂♂, 30 VI (17).
10. *P. (Psilotanypus) rufovittatus* (van der Wulp) – 5 ♂♂, 30 V (2).
11. *Tanypus punctipennis* (Mg.) – 6 ♂♂, 1 ♀, 30 V (2); 1 куколка, 1 VI (3); 1 ♂, 17 VI (10).
12. *T. kraatzii* (K.) – 1 куколка, 1 VI (3).
13. *Xenopelopia nigricans* Fitt. – 3 ♂♂, 10 VI (6).
- *14. *Zavrelimyia barbatipes* (Kieff.) – 1 ♂, 10 VI (6).

Подсем. ORTHOCLADIINAE

- *15. *Bryophaenocladus illimbatus* (Edw.) – 1 ♂, 27 VI (16).
- *16. *B. xanthogynae* (Edw.) – 1 ♂, 7 VI (5).
17. *Camptocladus stercorarius* (d. Geer) – 2 ♂♂, 1 ♀, 27 VI (16).
18. *Cricotopus* (*Cricotopus*) *annulator* G. – 1 ♂, 1 ♀, 17 VI (10).
19. *C. (C.) bicinctus* (Mg.) – 1 ♂, 1 V (3); 1 ♂, 6 VI (4); 4 ♂♂, 2 ♀♀, 17 VI (10); 1 ♂, 24 VI (13).
20. *C. (C.) flavocinctus* (K.) – 1 ♂, 7 VI (5).
21. *C. (C.) triannulatus* (Macq.) – 1 ♂, 1 LPI ♀¹, 1 LP, 16 VI (10); 1 ♂, 27 VI (16).
- *22. *C. (C.) vierriensis* G. – 10 ♂♂, 2 ♀♀, 16–17 VI (10).
23. *C. (Isocladus) intersectus* (Staeg.) – 1 ♂, 30 V (1); 4 ♂♂, 2 личинки, 7 VI (5); 7 ♂♂, 24 VI (13).
24. *C. (I.) laricomalis* Edw. – 1 ♂, 8 VI (5); 2 ♂♂, 10 VI (6).
- *25. *C. (I.) obnixus* (Walk.) – 1 ♂, 18 VI (11).
26. *C. (I.) sylvestris* (Fabr.) – 2 ♂♂, 1 ♀, 28–30 V (1, 2); 6 ♂♂, 1 ♀, 63 личинки, 6–8 VI (5); 2 ♂♂, 10 VI (6). 1 ♂, 11 VI (7); 3 ♂♂, 18 VI (11); 2 ♂♂, 24 VI (13); 16 ♂♂, 27 VI (16); 2 ♂♂, 30 VI (17); 1 ♂, 1 VII (14).

¹ I – имаго.

- *27. *Euryhopsis cilium* Oliver – 1 ♂, 17 VI (10).
- 28. *Heleniella ornatocollis* (Edw.) – 1 ♂, 20 VI (12).
- *29. *Limnophyes acutus* G. – 1 ♂, 18 VI (11).
- 30. *L. exiguus* (G.) – 5 ♂♂, 11 VI (7).
- *31. *L. globifer* Brund. – 1 ♂, 1 VI (3); 6 ♂♂, 6–8 VI (4, 5).
- *32. *L. gurgicola* (Edw.) – 2 ♂♂, 20 VI (12).
- 33. *L. prolongatus* (K.) – 1 ♂, 1 ♀, 1 V (3).
- 34. *Metriocnemus fuscipes* (Mg.) – 1 ♂, 7 VI (5).
- *35. *M. gracei* Edw. – 1 ♂, 11 VI (7).
- 36. *M. hygropetricus* K. – 1 ♂, 30 V (2).
- 37. *Nanocladius bicolor* (Zett.) – 1 ♂, 10 VI (8); 2 ♂♂, 17 VI (10).
- *38. *Orthocladius* (*Orthocladius*) *rubicundus* Mg. – 1 ♂, 18 VI (11).
- 39. *O. (O.) saxicola* (K.) – 2LPI ♀♀, 19 VI (10).
- *40. *Paracladius conversus* (Walk.) – 1 ♂, 4 куколки, 1 VI (3); 1 ♂, 6 VI (4); 2 ♂♂, 17 VI (10).
- *41. *P. quadrinodosus* Hirv. – 2 ♂♂, 20 VI (12).
- 42. *Paraphaenocladius impensus* (Walk.) – 1 ♂, 1 VI (3).
- *43. *Paratrachocladius rufiventris* (Mg.) – 2 ♂♂, 19 VI (10); 1 ♂, 27 VI (16).
- *44. *P. skirwithensis* (Edw.) – 1 ♂, 16 VI (10).
- 45. *Psectrocladius* (*Allopsectrocladius*) *obvius* (Walk.) – 5 ♂♂, 2LPI ♂♂, 3LPI ♀♀, 5 куколок, 32 личинки, 17 VI (10). Выведение из временных луж у р. Тиса.
- 46. *Ps. (Psectrocladius) limbatellus* (Holmg.) – 63 ♂♂, 8 ♀♀, 24 VI (13).
- 47. *Ps. (Ps.) sordidellus* (Zett.) – 1 куколка, 1 VI (3).
- 48. *Ps. (Ps.) ventricosus* K. – 5 ♂♂, 24 VI (13).
- *49. *Rheocricotopus chalibaetus* Edw. – 2 ♂♂, 16 VI (10).
- 50. *Smittia aterrima* (Mg.) – 5 ♂♂, 24 VI (13).
- 51. *S. nudipennis* G. – 1 ♂, 30 V (2); 1 ♂, 24 VI (13).
- *52. *S. leucopogon* (Mg.) – 1 ♂, 1 VI (3).

Подсем. CHIRONOMINAE

Триба Chironomini

- 53. *Camptochironomus pallidivittatus* Mall. – 4 ♂♂, 18 VI (11); 5 ♂♂, 30 VI (17); 2 ♂♂, 1 VII (14).
- 54. *Chironomus anthracinus* Zett. – 2 ♂♂, 30 VI (17).
- 55. *Ch. aprilinus* Mg. – 1 ♂, 3 VII (15).
- 56. *Ch. balatonicus* Devai et al. – 19 ♂♂, 27 VI (16); > 100 ♂♂, 1 VII (14); 51 ♂♂, 3 VII (15).
- 57. *Ch. bernensis* Klöt. – 11 ♂♂, 1 ♀, 17 VI (10).
- 58. *Ch. borokensis* Kerkis et al. – 1 ♂, 1 ♀, 3 V (2); 10 ♂♂, 18 VI (11).
- 59. *Ch. dorsalis* (Mg.) – 1 ♂, 30 VI (17).
- 60. *Ch. longipes* (Staeg.) – 50 ♂♂, 10 VI (6).
- 61. *Ch. luridus* Str. – 4 ♂♂, 18 VI (11).
- 62. *Ch. macani* Freeman – 1 ♂, 12 VI (6).
- 63. *Ch. muratensis* Ryser et al. – 12 ♂♂, 7 VI (5); 5 ♂♂, 8 VI (5); 1 ♂, 11 VI (7); 2 ♂♂, 18 VI (11); 1 ♂, 1 VII (14); 1 ♂, 3 VII (15).

64. *Ch. nudiventris* Ryser et al. – 1 ♂, 18 VI (11).
65. *Ch. obtusidens* G. – 1 ♂, 10 VI (6).
66. *Ch. parathummi* Keyl – 3 ♂♂, 1 VI (14).
67. *Ch. piger* Str. – 4 ♂♂, 30 VI (14).
68. *Ch. plumosus* L. – 4 ♂♂, 30 V (2); 1 ♂, 1 VI (3); 2 ♂♂, 8 VI (5); 75 ♂♂, 12 VI (9); 2 ♂♂, 18 VI (11); 1 ♂, 24 VI (13).
69. *Ch. pseudothummi* Str. – 3 ♂♂, 30 VI (17).
70. *Ch. salinarius* K. – 3 ♂♂, 3 VII (15).
71. *Ch. striatus* Str. – 4 ♂♂, 18 VI (11).
72. *Cryptochironomus albofasciatus* (Staeg.) – 1 ♂, 18 VI (11).
73. *Cr. defectus* K. – 6 куколок, 1 VI (3).
74. *Cr. obreptans* Walk. – 2 ♂♂, 10 VI (6); 10 ♂♂, 1 VII (14); 1 ♂, 3 VII (15).
75. *Cr. psittacinus* (Mg.) – 1 куколка, 1 VI (3); 2 ♂♂, 18 VI (11); 1 ♂, 3 VII (15).
76. *Cr. redekei* Krus. – 1 ♂, 27 VI (16).
77. *Cr. supplicans* (Mg.) – 1 ♂, 18 VI (11).
78. *Cryptocladopelma virescens* (Mg.) – 1 ♂, 28 V (1); 3 ♂♂, 30 V (1); 3 ♂♂, 30 V (2); 1 ♂, 1 VI (3); 2 ♂♂, 17 VI (10); 1 ♂, 18 VI (11).
79. *C. viridula* (Fabr.) – > 400 ♂♂, 10 VI (6); 1 ♂, 12 VI (6).
80. *Cryptotendipes nigrinitans* Edw. – 1 ♂, 29 V (1); 10 ♂♂, 30 V (2); 48 ♂♂, 24 VI (13); 2 ♂♂, 27 VI (16).
81. *Demicryptochironomus vulneratus* (Zett.) – 2 ♂♂, 30 V (2).
82. *Dicrotendipes nervosus* (Staeg.) – 2 ♂♂, 18 VI (11); 5 ♂♂, 24 VI (13); 2 ♂♂, 27 VI (16); 1 ♂, 30 VI (17); 5 ♂♂, 1 VII (14); 1 ♂, 3 VII (15).
83. *Einfeldia pagana* (Mg.) – 20 ♂♂, 12 ♀♀, 10 VI (6); 3 ♂♂, 12 VI (6).
84. *E. carbonaria* (Mg.) – 4 ♂♂, 11 VI (7); 7 ♂♂, 18 VI (11).
85. *Endochironomus albipennis* (Mg.) – 5 ♂♂, 30 V (2); 12 ♂♂, 1 ♀, 8 VI (5); 1 ♂, 18 VI (11).
86. *E. impar* (Walk.) – 1 ♂, 10 VI (6).
87. *E. tendens* Fabr. – 5 ♂♂, 30 V (2); 1 ♂, 1 VI (3); 1 ♂, 1 ♀, 7 VI (5); 6 ♂♂, 1 ♀, 18 VI (11); 3 ♂♂, 1 VII (14); 1 ♂, 3 VII (15).
- *88. *Glyptotendipes anomalus* K. – 2 ♂♂, 30 V (2); 1 ♂, 10 VI (6).
Ранее был известен только из ФРГ.
89. *G. barbipes* (Staeg.) – 1 ♂, 10 VI (6).
90. *G. gripekoveni* K. – 1 ♂, 28 V (1); 4 куколки, 1 VI (3); 1 ♂, 8 VI (5); 4 ♂♂ (1 ♂ с мутационным гоностилем), 11 VII (7).
91. *G. glaucus* (Mg.) – 2 ♂♂, 7 VI (5); 1 ♂, 12 VI (6); 2 ♂♂, 18 VI (11); 1 ♂, 24 VI (11).
92. *G. imbecilis* (Walk.) – 1 ♂, 7 VI (5); 30 ♂♂, 1 VII (14).
93. *G. manciunianus* Edw. – 3 ♂♂, 30 V (1).
94. *G. paripes* Edw. – 1 ♂, 8 VI (5).
95. *G. viridis* Macq. – 1 ♂, 3 VII (15).
96. *Harnischia curtilamellata* (Mall.) – 1 ♂, 24 VI (13).
97. *Kloosia pusilla* (L.) – 1 ♂, 6 VI (4). Имаго найдено впервые. Ранее был известен по личинке из бас. рр. Печоры, Волги и Прут, указан как *Cryptochironomus* sp., *Cr. lv. vytshegde* Zvereva, *Cr. serpancus* Kirpichenko [1, 2, 7].

98. *Microchironomus tener* K. – 8 ♂♂, 30 V (2); 6 ♂♂, 7 VI (5); 3 ♂♂, 27 VI (16); 33 ♂♂, 3 VII (15).
99. *Microtendipes pedellus* (de Geer) – 1 ♂, 8 VI (5).
100. *Parachironomus arcuatus* G. – 1 ♂, 1 VI (3); 4 ♂♂, 7 VI (5); 12 ♂♂, 10 VI (6); 10 ♂♂, 3 ♀, 18 VI (11); 43 ♂♂, 24 VI (13); 1 ♂, 30 VI (17); 1 ♂, 3 VII (15).
101. *P. vitiosus* G. – 2 ♂♂, 24 VI (13).
102. *Paracladopelma camptolabis* K. – 1 ♂, 6 VI (4).
103. *Phaenopsectra flavipes* (Mg.) – 1 ♂, 10 VI (6). 3 ♂♂, 24 VI (13).
104. *Ph. punctipes* (Wied.) – 1 ♂, 10 VI (6).
105. *Polypedilum* (*Pentapedilum*) *sordens* (v. d. Wulp) – 6 ♂♂, 29 V (1); 2 ♂♂, 10 VI (6); 8 ♂♂, 18 VI (11).
106. *P. (Pent.) tritum* (Walk.) – 1 ♂, 10 VI (6).
107. *P. (Polypedilum) aberratum* Shilova sp. n. – массовый вылет, 24 VI (13).
- *108. *P. (P.) acutum* K. – 4 ♂♂, 10 VI (6).
109. *P. (P.) arudinetum* G. – 2 ♂♂, 10 VI (6).
110. *P. (P.) bicrenatum* K. – 8 ♂♂, 1 ♀, 12 VI (6, 8); 17 ♂♂, 11 VI (7); 1 ♂, 24 VI (13); 12 ♂♂, 27 VI (16); 1 ♂, 1 VII (14); 1 ♂, 3 VII (15). Мы принимаем этот вид в понимании Гетгебюра и Хирвеноя [4, 5] и не согласны с Пиндером [6].
111. *P. (P.) nubeculosum* (Mg.) – 1 ♂, 28 V (1); 3 ♂♂, 1 ♀, 30 V (2); 8 ♂♂, 7, 8 VI (5); 7 ♂♂, 11 VI (7); 1 ♂, 18 VI (11); 3 ♂♂, 24 VI (13); 1 ♂, 30 VI (17); 2 ♂♂, 1 VII (14).
112. *P. pedestre* (Mg.) – 1 ♂, 27 VI (16).
- *113. *P. (P.) quadriguttatum* Schr. – 2 ♂♂, 1 ♀, 12 VI (6); 50 ♂♂, более 50 ♀♀, 1 VII (14); 2 ♂♂, 3 VII (15).
114. *Pseudochironomus prasinatus* (Staeg.) – 4 куколки, 1 VI (3); 1 ♂, 30 V (1); 27 ♂♂, 6 ♀♀, 10 VI (6).
115. *Stenochironomus gibbus* Fabr. – 38 ♂♂, 28 V (1).
- *116. *St. hibernicus* Edw. – 4 ♂♂, 28 V (1).
117. *Stictochironomus sticticus* (Fabr.) (syn. *histrion* Fabr.) – > 100 ♂♂, 14 ♀♀, 30 V (2); 3 ♂♂, 11 VI (7).
118. *Tribelos intextus* (Walk.) – > 200 ♂♂, 11 ♀♀, 28–30 V (1).
119. *Xenochironomus xenolabis* K. – 1 куколка, 1 VI (3); 1 ♂, 3 VII (15).

Триба Tanytarsini

120. *Cladotanytarsus atridorsum* (K.) – 3 ♂♂, 28 V (1).
121. *Cl. mancus* (Walk.) – 30 ♂♂, 30 V (1); 4 ♂♂, 6 VI (4); 25 ♂♂, 27 VI (16).
122. *Cl. nigrovittatus* (G.) – 26 ♂♂, 30 V (1).
123. *Cl. pseudowexionensis* Shilova sp. n. – массовый вылет, 30 V (2); массовый вылет, 7 VI, 8 VI (5).
124. *Cl. wexionensis* Br. – 1 ♂, 24 VI (13).
125. *Cladotanytarsus* sp. – 4 ♂♂, 30 V (1); 1 ♂, 1 VI (3); 2 ♂♂, 8 VI (5); массовый вылет 10 VI (6); 11 ♂♂, 11 VI (7); массовый вылет, 24 VI (13).
- *126. *Micropsectra atrofasciata* K. – 1 ♂, 6 VI (4).

130. *P. recurvata* G. — 2 ♂♂, 10 VI (6).
 131. *P. viridiscutellata* G. — 1 ♂, 16 VI (10).
 132. *Paratanytarsus confusus* Palm. — 1 куколка, 6 VI (4).
 133. *P. inopertus* (Walk.) — 1 ♂, 6 VI (10).
 134. *P. natvigii* G. — 23 ♂♂, 6 VI (10).
 *135. *Rheotanytarsus muscicola* K. — 5 ♂♂, 6 VI (10).
 136. *Rh. photophilus* G. — 20 ♂♂, 5 куколок, 6 VI (10).
 137. *Tanytarsus glabrescens* Edw. — 5 ♂♂, 1 VI (3).
 138. *T. gr. lestagei* — 1 ♂, 28 V (1).
 139. *T. holochlorus* Edw. — 1 ♂, 11 VI (7).
 *140. *T. inaequalis* G. — 55 ♂♂, 5 ♀♀, 10 VI (6).
 141. *T. occultus* Br. — 1 ♂, 17 VI (10).
 142. *T. pallidicornis* Walk. — 12 ♂♂, 2 ♀♀, 1 куколка, 6 VI (4).
 *143. *T. recurvatus* Br. — 1 ♂, 10 VI (6).
 144. *T. verralli* Br. — 18 ♂♂, 5 ♀♀, 28 V (1); 2 ♂♂, 10 ♀♀, 29 V (1); 159 ♂♂, 10 ♀♀, 1 VI (3); 152 ♂♂, 7 ♀♀, 10 VI (6).
 145. *T. volgensis* Miseiko — 35 ♂♂, 10 VI (6); 1 ♂, 12 VI (6); 12 ♂♂, 16 VI (10); 161 ♂♂, 4 ♀♀, 17 VI (10); 104 ♂♂, 27 ♀♀, 18 VI (11); 1 ♂, 24 VI (13); 51 ♂♂, 27 VI (16); 1 ♂, 1 VII (14); 9 ♂♂, 3 VII (15).
 146. *Stempellina subglabripennis* Br. — 35 ♂♂, 2 ♀♀, 30 V (2).

Литература

1. Панкратова В. Я. Личинки и куколки комаров подсемейства Chironominae фауны СССР (Diptera, Chironomidae-Tendipedidae). Л., 1983.
2. Тодераш И. К. Функциональное значение хирономид в экосистемах водоемов Молдавии. Кишинев, 1984.
3. Fittkau E. J. Die Tanypodinae (Diptera, Chironomidae). Die Tribus Anatopyniini, Macropelopiini und Pentaneurini // Abh. Larvalsyst. Insect. 1962. N 6.
4. Goetghebuer M. Tendipedinae (Chironomidae), b) Subfamilie Tendipedinae (Chironominae). A. Imagines // E. Lindner, die Fliegen der Palaearktischen Region. Stuttgart, 1937.
5. Hirvenoja M. Zur Kenntnis der Gattung Polypedium (Diptera, Chironomidae) // Ann. entomol. fenn. 1962. T.28, N 3.
6. Pinder L. C. V. A key to the adult males of the British Chironomidae (Diptera) // Freshwater biological association, Sci. Publ. 1978. N 37, Vol. 1, 2.
7. Reiss F. Die Gattung Kloosia Krusemann, 1933, mit der Neubeschreibungen zweier Arten (Diptera, Chironomidae) // Spixiana. München, 1988. Suppl. 14.
8. Wiederholm T. (Ed.). Chironomidae of the Holarctic region. Keys and diagnoses. Pt 3. Adult males // Ent. scand. 1989. Suppl. 34.

Институт биологии
 внутренних вод им. И. Д. Папанина РАН

Л. П. Гребенюк

**ОЦЕНКА СТЕПЕНИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ Р. ЛАТКИ
(МАЛОГО ПРИТОКА РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА)
ПО СОСТАВУ ХИРОНОМИД**

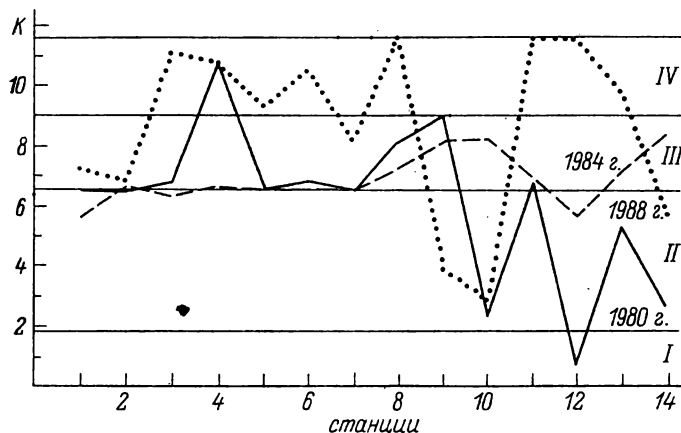
The evaluation of chosen sites contamination was made on the ratio of the numbers of subfamilies of chironomides in 1980, 1984 and 1988 years. The results received showed the enhancement of common pollution of the river studied for the period of observation.

Материалы исследований в 1980, 1984 и 1988 гг. показали, что на структуру сообщества и распределение личинок хирономид в р. Латке значительное влияние оказывают сбросы отходов сырзавода, вызывающие сильную эвтрофикацию воды [2]. Для оценки степени эвтрофикации мы использовали метод Е. В. Балушкиной [1]:

$$K = \frac{\alpha_T + \alpha_{Ch}}{\alpha_O},$$

где K – индекс, характеризующий степень загрязнения, $\alpha = N + 10$ (N – относительная численность особей всех видов каждого из трех подсемейств: Chironominae (Ch), Tanypodinae (T) и Orthocladiinae (O)). При $K = 0.136$ – 1.08 вода считается чистой, 1.08 – 6.5 – умеренно загрязненной и при 9 – 11.5 – грязной.

Пробы бентоса отбирали на 14 постоянных станциях. Первая из них (контрольная) находилась выше сырзавода, остальные располагались вдоль реки вплоть до впадения ее в водохранилище. Результаты расчетов сведены в таблицу.



Изменения значений индекса K .

I – чистые воды, II – умеренно загрязненные, III – загрязненные, IV – грязные.

Индекс К и класс вод станций р. Латки

Номер станции	1980 г.		1984 г.		1988 г.	
	К	Класс вод	К	Класс вод	К	Класс вод
1	6.50	Умеренно за- грязненные	5.60	Умеренно за- грязнен- ные	7.22	Загрязнен- ные
2	6.50	То же	6.60	Загрязнен- ные	6.97	То же
3	6.58	Загрязненные	6.37	То же	11.02	Грязные
4	10.87	Грязные	6.61	„ „	10.84	„
5	6.51	Загрязненные	6.51	„ „	9.29	„
6	6.76	„	6.50	Умеренно за- грязнен- ные	10.54	„
7	6.50	Умеренно за- грязненные	6.50	То же	8.11	Загрязнен- ные
8	8.10	Загрязненные	7.22	Загрязнен- ные	11.50	Грязные
9	9.00	„	8.10	То же	3.88	Умеренно за- грязнен- ные
10	2.28	Умеренно за- грязненные	8.17	„ „	2.82	То же
11	6.75	Загрязненные	—	—	11.50	Грязные
12	0.81	Чистые	5.64	Умеренно за- грязнен- ные	11.50	„
13	5.33	Умеренно за- грязненные	7.16	Загрязнен- ные	9.74	„
14	2.69	То же	8.40	То же	5.70	Умеренно за- грязнен- ные

В 1980 г. вода в реке была четырех классов: чистая, умеренно загрязненная, загрязненная и грязная, причем „грязной” или „чистой” она была только на 4-й и 12-й станциях соответственно. В целом вода в реке была умеренно загрязненной и загрязненной. В 1984 г. типично „чистых” и „грязных” станций не стало. Уровень загрязнения реки повысился и стабилизировался. В 1988 г. река оказалась сильно загрязненной, уже 8 станций из 14 относились к классу „грязных”.

Изменения индекса К, характеризующего загрязнение, вдоль

реки в течение ряда лет хорошо прослеживаются на рисунке. В 1980 г. кривая лежит в основном в области первых трех зон: чистой, умеренно загрязненной и загрязненной, в 1984 г. она занимает преимущественно зону загрязненной воды, а в 1988 г. по большей части расположена в четвертой зоне, характеризующей грязные воды.

Таким образом, полученные результаты свидетельствуют об увеличении общего загрязнения реки за период с 1980 по 1988 гг.

Литература

1. Балущкина Е. В. Хирономиды как индикаторы степени загрязнения воды // Методы биологического анализа пресных вод. Л., 1976.
2. Гребенюк Л. П. Качественный и количественный состав хирономид р. Латки, малого притока Рыбинского водохранилища // Биология внутренних вод: Информ. бюл. СПб., 1993. № 96.

Институт биологии
внутренних вод им. И. Д. Папанина РАН

УДК 575.21

А. В. Кожара

ФЕНОГЕНЕТИЧЕСКИЙ ПОДХОД К ИЗУЧЕНИЮ НАСЛЕДУЕМОСТИ МЕРИСТИЧЕСКИХ ПРИЗНАКОВ ЖИВОТНЫХ

A positive correlation between the proportion of non-stochastic component of phenotypic variance and mean character values was found in populations of some carpiian fishes, that gives direct confirmation to M. Soulé's hypothesis concerning allometric regularities in quantitative characters and their heritability.

Одно из наиболее важных понятий в современной биологии развития – канализация развития, т. е. ограничение изменчивости морфологических структур в результате действия эпигенетических регуляторных механизмов [1, 7]. Представляет несомненный интерес связь этого явления с наследуемостью соответствующих признаков и их функциональной значимостью, определяющей в конечном счете приспособленность фенотипа. Распространено мнение, что наиболее жизненно важные признаки одновременно и более наследуемы, чем второстепенные. Однако реальная картина сложнее.

Так, А. В. Яблоковым [4] описана обратная зависимость коэффициента вариации (CV) гомологичных структур от их размеров. Тот же эффект наблюдали и мы, изучая связь CV и M (средних) счетных

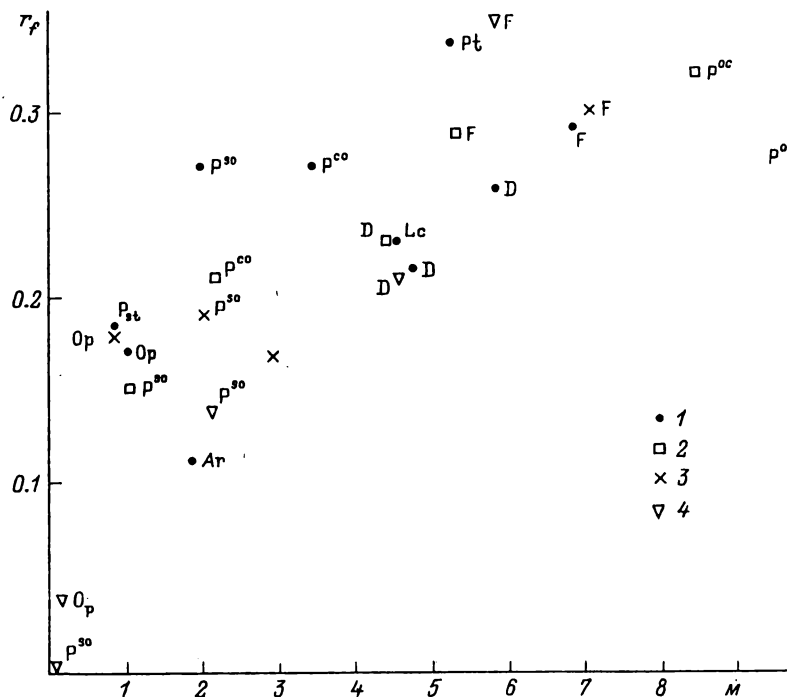
© А. В. Кожара, 1994

Средние значения, компоненты общей фенотипической дисперсии и коэффициенты внутриклассовой корреляции признаков признаков самосансорной системы рыб

Признак	M	σ_s^2	σ_f^2	σ^2	n	r_f
Лещ						
p^{oo}	9.681	1.381	0.508	1.890	24	0.269
Ar	1.839	0.746	0.094	0.840	22	0.112
Pt	5.191	1.422	0.716	2.138	22	0.335
Pst	0.824	0.664	0.150	0.814	15	0.184
Lc	4.516	0.945	0.280	1.225	16	0.229
D	5.820	1.001	0.348	1.349	103	0.258
F	6.767	1.033	0.414	1.447	103	0.286
p^{so}	1.951	0.826	0.304	1.130	103	0.269
p^{co}	3.401	1.085	0.398	1.483	103	0.268
Op	1.029	0.332	0.068	0.400	103	0.170
Плотва						
p^{oc}	8.375	1.110	0.517	1.627	31	0.318
D	4.424	0.688	0.205	0.893	57	0.230
F	5.325	0.675	0.273	0.948	57	0.288
p^{so}	1.010	0.231	0.041	0.272	57	0.151
p^{co}	2.150	0.625	0.165	0.790	57	0.209
Густера						
D	4.712	0.618	0.168	0.786	18	0.214
F	6.988	1.325	0.570	1.895	18	0.301
p^{so}	2.010	1.081	0.259	1.340	18	0.193
p^{co}	2.913	1.060	0.215	1.275	18	0.169
Op	0.840	0.397	0.087	0.484	18	0.180
Красноперка						
D	4.521	0.879	0.231	1.110	6	0.208
F	5.845	1.016	0.538	1.554	6	0.346
p^{so}	0.084	0.155	0	0.155	6	0
p^{co}	2.110	0.959	0.158	1.117	6	0.141
Op	0.109	0.194	0.009	0.203	6	0.044

Примечание. n — число выборок, остальные обозначения в тексте.

признаков карповых рыб [2]. Ланде [5] обосновал эту закономерность математически, а Суле [6], анализируя работы Ланде и других исследователей, выдвинул следующую обобщающую гипотезу: по мере возрастания числа реальных или воображаемых элементов, составляющих морфологические структуры, вклад случайной составляющей



Зависимость коэффициента внутриклассовой корреляции (r_f) от выборочных средних (M) билатеральных признаков рыб.

1 — лещ, 2 — плотва, 3 — густера, 4 — красноперка. Остальные обозначения в тексте.

в изменчивость признака падает, а вклад генетической — напротив, растет. Такое преобладание генетического „сигнала” над „шумом” означает, что при прочих равных условиях более протяженным структурам соответствуют и более наследуемые признаки. Как известно, под наследуемостью h^2 признака в широком смысле понимают отношение его генетической дисперсии (σ_G^2) к общей величине изменчивости (σ^2), включающей помимо σ_G^2 также средовой (σ_E^2) и случайный (σ_S^2) компоненты. Приводимые Суле [6] данные об отрицательной связи CV и h^2 остеологических признаков домовой мыши говорят в пользу выдвинутой гипотезы.

Нами изучена изменчивость числа отверстий сеймосенсорной системы на парных костях черепа (зубной D , лобной F , теменной P^{so} и P^{co} , крышечной O_p , предкрышечной P^{oc} , крыловидноушной P^{st} , вставочной A_r , 1-й подглазничной L_c , задневисочной P^{st}) леща, плотвы, густеры и красноперки. По ряду выборок вычислены средние

значения дисперсии (σ^2) каждого признака, характеризующие названные виды (см. таблицу). То же сделано и с компонентами общей фенотипической дисперсии билатеральных признаков: случайной (σ_s^2) и факториальной (σ_f^2). Разложение на указанные компоненты обосновано нами ранее [3]. Заметим, что σ_f^2 включает помимо генетической дисперсии еще и средовую составляющую (σ_E^2), а потому годится только для верхней оценки σ_G^2 , а соотношение $\frac{\sigma_f^2}{\sigma^2}$, соответст-

венно, для верхней оценки h^2 . По тем же выборкам вычислены средневидовые значения каждого признака (M).

На рисунке представлена зависимость коэффициента внутриклассовой корреляции $r_f = \frac{\sigma_f^2}{\sigma^2}$ от M при совокупном рассмотрении четырех

видов. Отчетливо виден рост r_f , замедляющийся при больших M . Уравнение регрессионной кривой $r_f = 0.086 M^{0.762}$, $F = 40.81 > F_{0.001}$. Такой рост можно интерпретировать только как более медленное возрастание случайного компонента изменчивости по сравнению с факториальным при увеличении числа счетных элементов. Если пренебречь вкладом средовой изменчивости, то это и будет означать более высокую наследуемость „крупных” признаков по сравнению с гомологичными им „мелкими”.

Таким образом, можно говорить о широком применении правила Суле [6], использование которого задает определенную меру соотношения между изменчивостью и наследуемостью признака и позволяет четче представить себе связь этих характеристик с морфофункциональными и онтогенетическими аспектами эволюции организмов.

Литература

1. Захаров В. М. Асимметрия животных. М., 1987.
2. Кожара А. В. Оценка состояния популяций промысловых карповых рыб с помощью показателей стабильности морфогенеза: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М., 1987.
3. Кожара А. В. О соотношении компонентов фенотипических дисперсий билатеральных признаков в популяциях некоторых рыб // *Генетика*, 1989. Т. 25, № 8.
4. Яблоков А. В. Изменчивость млекопитающих. М., 1966.
5. Lande R. On comparing coefficients of variation // *Syst. Zool.*, 1977. Vol. 26.
6. (Soulé M.) Суле М. Алломерическая изменчивость — теория и следствие // *Журн. общ. биол.* 1984. Т. 45, № 1.
7. Waddington C. H. The strategy of the genes: A discussion on some aspects of theoretical biology. London, 1957.

Институт биологии
внутренних вод им. И. Д. Папанина РАН

В. Г. Терещенко, В. Д. Линник

**ВЛИЯНИЕ ВЕТРОВОГО ВОЛНЕНИЯ
НА РАСПРЕДЕЛЕНИЕ СКОПЛЕНИЙ РЫБ**

Using hydroacoustic method the dependence of spatial distribution of pelagic fishes schools under the effect of waves in one region of Rybinsk reservoir was evaluated in May 1989. Found out that spatial distribution of pelagic fishes was most aggregate during windless days. Long influence of strong winds lead up to more uniform spatial distribution of pelagic fishes.

Известно [1, 3, 4, 7], что один из существенных факторов, влияющих на поведение и распределение рыб мелководных водоемов, — ветровое волнение. Однако основная масса наблюдений подобного рода относится к исследованию закономерностей распределения одиночных рыб, тогда как сведений о механизмах и скоростях перераспределения их скоплений во время резких изменений погодных условий пока мало. Цель настоящей работы — изучение пространственного распределения скоплений рыб при ветровом волнении.

Для анализа динамики распределения рыб использованы данные гидроакустических съемок и контрольных тралений, выполненных на одном из полигонов Рыбинского водохранилища 11–20 мая 1989 г. Плотность рыбного населения пелагиали оценивали с помощью гидролокатора „Лещ”, эхолота „Skipper-607” и 5-канального интегратора „СИОРС” через каждые 600–800 м по движению судна [6], шаг по глубине 2 м. Регистрировать эхосигналы начинали с 4 м от поверхности, так как в этом слое обычно находится основная масса рыб пелагиали [2, 5].

Для сопоставления результатов отдельных съемок использовали относительную плотность, т. е. данные оценки делили на среднюю плотность рыб на полигоне в этот день. Контрольные уловы были представлены в основном ряпушкой, судаком и чехонью. В меньших количествах встречались снеток, синец и окунь. Размеры рыб варьировали от 5 до 35 см при моде 10 см.

Днем 11 V дул сильный южный ветер, к вечеру он стих. Утром 12 V стоял штиль, но ко времени съемки данных по распределению и плотности рыб на полигоне начался ветер, который стих только вечером следующего дня. Скорость ветра достигала 4–6 м/с, волнение — 2 баллов. Съемка 14 V проходила при полном штиле. 17 V вновь поднялся умеренной силы ветер, продолжавшийся до 20 V — конечного срока наших исследований.

Таким образом, распределение рыб и плотность скоплений 14 V можно рассматривать как характерные для первого дня штилевой погоды после ветреной 12–13 V. Изменения параметров пространственного распределения рыб 12 и 18 V характерны для первого ветре-

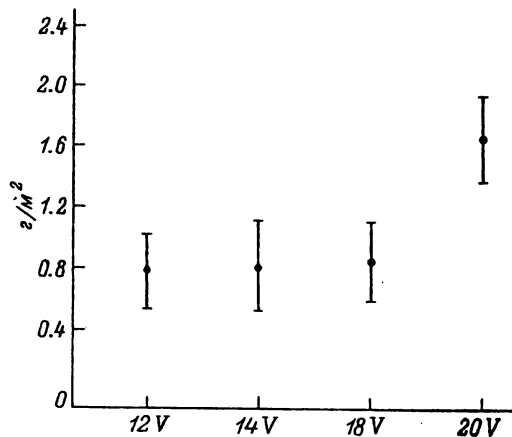


Рис. 1. Динамика средней плотности рыбного населения на полигоне в мае.

ного дня после штиля, а 19 и 20 V — для второго и третьего дня после штиля соответственно.

Материалы гидроакустических съемок и контрольных тралений показали, что 12, 14 и 18 V средняя плотность рыбного населения на одних и тех же трансектах полигона достоверно не различалась, тогда как 20 V она существенно возросла (рис. 1), что связано, по-видимому, с подходом рыб с близлежащих нерестилищ. Следовательно, перераспределение рыб 12, 14 и 18 V было обусловлено исключительно погодными условиями.

Статистическая обработка полученных результатов свидетельствует о том, что после наступления штиля медиана и верхний квар-

Статистическая характеристика данных съемок на полигоне

Показатель	14 мая, штиль, сут	12 мая, ветер, 1-е сутки	18 мая, ветер, 1-е сутки	19 мая, ветер, 2-е сутки	20 мая, ветер, 3-и сутки
Медиана	0.3	0.4	0.4	0.7	0.6
Коэффициент вариации	1.7	1.3	1.3	1.0	1.0
Максимальная плотность	7.4	5.7	5.2	5.1	3.7
Верхний квартиль	1.1	1.4	1.4	1.3	1.5
Нижний квартиль	0	0.1	0.1	0.3	0.2
Асимметрия	2.5	1.7	1.8	1.9	1.0
Эксцесс	5.8	2.6	2.7	4.3	0.4
Число участков	66	89	83	114	66

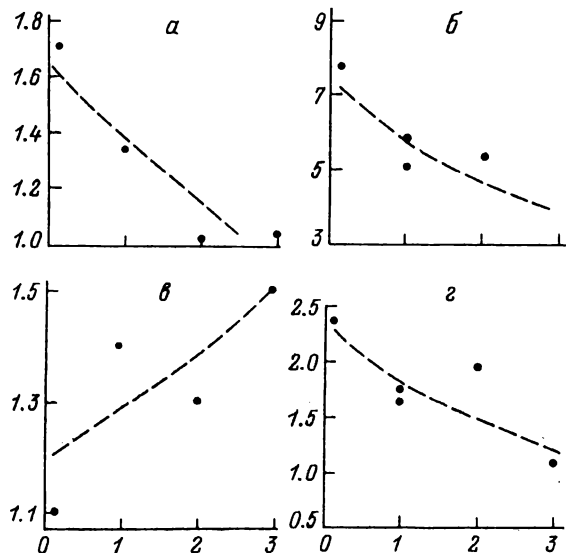


Рис. 2. Влияние продолжительности ветрового воздействия на коэффициент вариации (а), максимальную плотность рыб (б), верхний квартиль (в) и асимметрию поля плотности рыбного населения (г).

По оси ординат — значение статистической характеристики, отн. ед., по оси абсцисс — сутки после начала ветреной погоды.

тиль статистического распределения уменьшаются, а коэффициент вариации плотности рыбного населения пелагиали, максимальная отмеченная на полигоне плотность, асимметрия и эксцесс статистического распределения, наоборот, возрастают. При продолжении ветра изменения характеристик статистического распределения имеют противоположный характер (см. таблицу; рис. 2).

Таким образом, наши наблюдения показали, что в период штиля скопления рыб характеризуются пространственной неравномерностью. Напротив, при длительном ветровом волнении распределение рыб становится более равномерным.

Литература

1. Малинин Л. К. Домашние участки и фактический путь рыб в речном плесе Рыбинского водохранилища // Биология и физиология пресноводных организмов. Л., 1971.
2. Поддубный А. Г., Малинин Л. К., Терещенко В. Г. Связь между распределением рыб в пелагиали и рельефом дна открытых плесов Рыбинского водохранилища // Вопр. иктиологии. 1985. Т. 25, вып. 6.
3. Пьянов А. И. К вопросу о влиянии метеоусловий на поведение некоторых

- видов пресноводных рыб // Некоторые особенности ориентации рыб в различных физических полях. М., 1982.
4. Сабанеев Л. П. Жизнь и ловля пресноводных рыб. Киев, 1970.
 5. Терещенко В. Г. Сравнительная оценка плотности рыбного населения пелагиали Верхневолжских водохранилищ в нагульный период: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М., 1987.
 6. Юданов К. И., Калихман И. Л., Теслер В. Д. Руководство по проведению гидроакустических съемок. М., 1984.
 7. Chapman C. A., Mackay W. C. Versatility in habitat use by a top aquatic predator // J. Fish. Biol. 1984. Vol. 25, N 1.

Институт биологии
внутренних вод им. И. Д. Папанина РАН

УДК 597.08 : 591.1.5

В. В. Кузьмина, И. Л. Голованова

**ГИДРОЛИТИЧЕСКИЕ ФУНКЦИИ
ПИЩЕВАРИТЕЛЬНОГО ТРАКТА ТИЛАПИИ
OREOCHROMIS MOSSAMBICUS PETERS.**

The structural and functional characteristics of tilapia alimentary canal in summer and autumn were investigated. The level and variability of the common amylolytic activity were more than those of the common proteolytic activity in the tilapia intestine. The enzyme activity of intestine wall but not those of chyme depended on the mass of intestine contents.

Тилапии – модельный объект при различных физиолого-биохимических исследованиях, в том числе касающихся пищеварительной функции рыб [5–7, и др.]. При изучении их пищевого поведения был обнаружен групповой эффект, проявляющийся в неравномерном питании отдельных особей [4]. Данное обстоятельство, видимо, может существенно влиять на функционирование пищеварительной системы рыб, особенно на активность ферментов, обеспечивающих начальные этапы деградации пищевых субстратов. Поскольку степень развития этой функции зависит от генетических особенностей посадочного материала и условий содержания рыб, цель работы состояла в изучении некоторых структурно-функциональных характеристик пищеварительной системы у мозамбикской тилапии.

Наблюдения проводили летом и осенью 1990 г. Исследовано потомство двух пар производителей в возрасте 4–8 мес. Рыб содержали в 30-литровых проточных аквариумах с изначальной плотностью посадки 1830 экз./м³, кормили 6 раз в неделю ad libitum пастообразной смесью, состоящей из 40 % рыбного фарша, 55 % распаренной манной

Таблица 1
Морфофизиологическая характеристика
кишечника тилапии

Показатель	♂♂ (n = 19)	♀♀ (n = 25)
Длина тела, мм	$78.5 \pm 1.2^{**}$	67.2 ± 1.2
	70–90	55–81
Масса рыбы, г	$14.9 \pm 0.8^{**}$	9.9 ± 0.6
	9.4–23.7	4.7–16.6
Длина кишки, мм	$47.6 \pm 2.9^*$	38.3 ± 1.4
	34.5–90	25–53
Масса кишки, мг	$238.4 \pm 17.4^{**}$	164.7 ± 13.3
	114–354	64–336
Масса химуса, мг	148.3 ± 34.1	125.9 ± 23.3
	0–568	0–488
Общая амилалитическая активность, мкмоль/(г·мин)		
ткани кишечника	75.6 ± 3.7	72.0 ± 3.4
	45.3–99.9	40.9–112
химус	90.8 ± 15	74.1 ± 10.9
	0–206.7	0–191.7
Общая протеолитическая активность, мкмоль/(г·мин)		
ткани кишечника	6.9 ± 0.4	6.9 ± 0.3
	4.6–9	4.4–10.4
химус	5.6 ± 0.7	5.6 ± 0.6
	0–9.9	0–9.9

Примечание. Здесь и в табл. 2–5: n – количество исследованных рыб; над чертой – среднее и стандартная ошибка среднего, под чертой – амплитуда колебания показателя.

* $P < 0.01$.

** $P < 0.001$.

крупы и 5 % крапивы.¹ Рыб анализировали 2 раза в месяц. Одновременно исследовали 6 экз. рыб. Помимо длины и массы тела определяли длину и массу кишки, массу химуса, а также общую амилалитическую и протеолитическую активность тканей кишечника и

¹ Материал любезно предоставлен Д. Ф. Павловым.

Таблица 2

Размерно-массовая характеристика тилапии
в летний и осенний периоды

Показатель	Июль (n = 9)	Август (n = 12)	Сентябрь (n = 12)	Октябрь (n = 11)
Длина тела, мм	65.5 ± 1.8 55–77	$73.3 \pm 2^{**}$ 61–85	$70.4 \pm 2.1^{**}$ 59–84	$75.6 \pm 2.3^{**}$ 63–90
Масса рыбы, г	8.6 ± 0.8 4.7–13.8	$11.8 \pm 0.9^*$ 7–18	11.2 ± 1 7.3–19.7	$14.3 \pm 1.3^{**}$ 7.7–23.7
Масса порки, г	7.2 ± 0.6 3.9–11	$10.1 \pm 0.7^{**}$ 6–14.2	$10 \pm 0.9^*$ 5.9–16.7	$12.2 \pm 1.2^{**}$ 6.4–20.5
Длина кишки, мм	36.0 ± 1.3 27–43	40.6 ± 2.3 25–52	41.6 ± 3 26–62.5	$49.3 \pm 4.6^*$ 34.5–90
Масса кишки, мг	170.8 ± 17.4 91–300	$250.5 \pm 20^{**}$ 110–349	182.8 ± 19.8 116–354	179.3 ± 13.6 114–242
Длина кишки	0.56 ± 0.02	0.56 ± 0.07	0.59 ± 0.03	0.65 ± 0.05
Длина тела	$0.43–0.65$	$0.37–0.69$	$0.39–0.74$	$0.42–1$
Масса кишки	2.0 ± 0.2	2.1 ± 0.2	1.6 ± 0.1	2.2 ± 0.1
Масса тела	$1.5–2.63$	$1.22–2.97$	$0.96–1.96$	$0.48–1.77$
Масса химуса, мг	79.2 ± 10.8 38–168	72.9 ± 16 0–192	$147.4 \pm 26.7^*$ 0–320	$246.7 \pm 47.3^{**}$ 0–568

* $P < 0.05$.

** $P < 0.01$.

химуса. На основании полученных данных рассчитывали относительную длину, массу кишечника и отношение общей амилалитической активности к общей протеолитической. Методы определения активности ферментов описаны нами ранее [1].

Размерно-массовые характеристики исследованных признаков у рыб разного пола приведены в табл. 1. Размер и масса тела, а также размер и особенно масса кишки у подопытных самцов были достоверно выше, чем у самок. Вместе с тем уровни общей протеолитической и общей амилалитической активности у разнополых рыб оказались весьма близкими.

В ходе наблюдений обнаружили значительную амплитуду колебаний всех исследованных показателей. В связи с этим были детально проанализированы морфофизиологические характеристики у рыб разных размерно-возрастных групп (табл. 2). Выяснили, что размер и масса рыб за период наблюдения достоверно увеличились, причем

Таблица 3

Изменение уровня ферментативной активности кишечника тигарики ($n = 12$)

Показатель	Июль	Август	Сентябрь	Октябрь
Общая амилазная активность, мкмоль/(г·мин)				
тканей кишечника	78.1 ± 3.8 $57.9-99.9$	83.5 ± 4.1 $55.1-112$	$67 \pm 3.1^*$ $46.2-81.1$	68.2 ± 4 $50.8-99.2$
хилуса	83.6 ± 3.5 $60.2-106.7$	$41 \pm 11.4^{**}$ $0-102.1$	82.4 ± 16.8 $0-158.2$	121.3 ± 21.4 $0-206.7$
Суммарная активность тканей кишечника, мкмоль/(г·мин)	161.7 ± 4.1 $137.9-185.8$	$124.3 \pm 10.9^{**}$ $69.5-180.8$	149.4 ± 16.4 $66.7-233.9$	203.9 ± 24.4 $58.3-305.8$
Тотальная активность, мкмоль/(г·мин)				
тканей кишечника	13.2 ± 1.6 $7.7-27$	$20.6 \pm 2.4^*$ $9.9-31.9$	12.3 ± 1.5 $5.9-24.7$	16.7 ± 3.3 $3.2-40.7$
хилуса	6.6 ± 4.1 $3-15.3$	5.2 ± 1.9 $0-19.6$	$17.1 \pm 4.8^*$ $0-50.6$	$23.4 \pm 4.2^{**}$ $0-40.5$
тканей кишечника и хилуса	40 ± 3.3 $20.7-60.6$	41.7 ± 6.3 $15-90.2$	55 ± 10.1 $9.3-108.5$	$84.5 \pm 16.8^*$ $9.1-190.9$

Таблица 3 (продолжение)

Показатель	Июль	Август	Сентябрь	Октябрь
Общая протеолитическая активность, мкмоль/(г·мин)				
тканей кишечника	6 ± 0.6 $3.9-10.4$	6.4 ± 0.3 $5.3-8.5$	6.9 ± 0.4 $4.6-8.7$	$7.6 \pm 0.3^*$ $6.4-9$
хилуса	5.3 ± 0.8 $0-8.2$	3.6 ± 0.9 $0-7.6$	5.9 ± 0.9 $0-9.5$	6.5 ± 0.9 $0-10.0$
Суммарная активность тканей кишечника и хилуса, мкмоль/(г·мин)	11.4 ± 1.1 $3.9-16.8$	9.9 ± 1.1 $5.6-15.6$	12.8 ± 0.9 $5.7-18.4$	14.1 ± 0.9 $7.4-18.7$
Тотальная активность, мкмоль/(г·мин)				
тканей кишечника	1 ± 0.1 $0.4-1.4$	$1.6 \pm 0.2^*$ $0.6-2.9$	1.3 ± 0.2 $0.8-3$	$1.5 \pm 0.2^*$ $0.5-3.3$
хилуса	0.4 ± 0.1 $0-1.1$	0.4 ± 0.1 $0-1.4$	$1 \pm 0.2^{**}$ $0-2.3$	$1.4 \pm 0.3^*$ $0-3.7$
тканей кишечника и хилуса	2.9 ± 0.4 $0.6-4.2$	3.3 ± 0.5 $1.6-7.8$	$4.4 \pm 0.6^{**}$ $0.8-7.6$	$6.1 \pm 1^{**}$ $1.4-10.8$

* $P < 0.05$.** $P < 0.01$.

Таблица 4

Размерно-массовые характеристики тилапии
с разной степенью наполнения кишечника
(n = 3–8)

Показатель	Пол	Степень наполнения кишечника			
		полный	менее половины	следы	пустой
Длина тела, мм	♂	78.5 ± 2.3 70–90	76.3 ± 1.7 75–83	77.7 ± 3.2 72–83	79.8 ± 3 71–85
		69.8 ± 2.7 59–81	64.4 ± 1.2 61–68	65.6 ± 2.5 55–77	68.2 ± 2 63–74
	♀	16 ± 1.6 9.4–23.7	12.9 ± 1.6 9.4–16	13.9 ± 2.1 11.4–18.1	14.5 ± 1.3 11–18
		11.5 ± 1.3 7.3–16.6	8.3 ± 0.5 7–9.9	9.1 ± 1.1 4.7–13.9	10.4 ± 1.3 7.7–13.7
Длина кишки, мм	♂	54.1 ± 5.9 37–90	45.5 ± 2.8 40–52	41.7 ± 2.3 38–46	$39.7 \pm 1.8^*$ 34–43
		43.9 ± 2.2 33–53	38.4 ± 1.5 34–43	34.9 ± 2.5 26–44	$34.2 \pm 2.9^*$ 25–41
	♀	188 ± 13.5 144–239	261 ± 48.4 141–349	300.3 ± 36.4 231–354	270 ± 40.2 156–335
		167 ± 19.8 110–290	118.6 ± 14.3 64–146	174.5 ± 26.5 91–300	193.6 ± 41.9 116–336
Масса химуса, мг	♂	279.3 ± 48.6 168–568	116.7 ± 11.2 101–150	38.7 ± 6.4 27–49	0 0
		246.8 ± 39.9 130–488	150.5 ± 14.4 116–192	60 ± 7.8 38–92	0 0
	♀				

амплитуда колебания массы и особенно длины тела у рыб в возрасте 4 и 8 мес была близка. Длина и масса кишечника к концу исследования увеличились сравнительно незначительно, тогда как средние, а также максимальные величины массы химуса возросли более чем в 2 раза. Относительная масса кишки у рыб в возрасте 8 мес не отличалась от таковой у рыб в возрасте 4 и 5 мес, хотя относительная длина кишки несколько увеличилась.

Интересны изменения уровня ферментативной активности (табл. 3). Так, активность протеиназ в тканях кишечника от начала до конца наблюдений последовательно увеличивалась, а активность

Таблица 5

Влияние интенсивности питания на уровень общей амилотической и общей протеолитической активности кишечника телят ($n = 3-8$)

Пол	Степень наполнения кишечника							
	полный		менее половины		следы		пустой	
	ткани кишечника	химус	ткани кишечника	химус	ткани кишечника	химус	ткани кишечника	химус
♂	Общая амилотическая активность, мкмоль/(г·мин)							
	71.4 ± 5.6	137.7 ± 18.3	82.2 ± 4.4	81.6 ± 4.5*	70 ± 8.7	62.6 ± 4.5**	75.9 ± 10.9	0
	45.3-99.2	57.4-206.7	79-99	72.1-91.9	55.1-85.3	57.4-71.5	48-95	
	71.9 ± 5.1	114.1 ± 15.4	65.4 ± 8.5	92.7 ± 26.6	72.8 ± 6.6	68.1 ± 6.4*	77.5 ± 10	0
♀	Общая амилотическая активность, мкмоль/(г·мин)							
	44.4-89.5	43.8-183.3	40.9-82.2	47.6-191.7	46.2-90.1	43.1-88.9	51.6-112	
	6.9 ± 0.6	7.7 ± 0.5	6.9 ± 0.6	6.6 ± 0.4	6.6 ± 1.1	7 ± 1.2	7.6 ± 0.6	0
	4.6-8.8	6-9.9	5.6-8.2	5.9-7.4	5.3-8.9	5.6-9.5	5.9-9	
♂	Общая протеолитическая активность, мкмоль/(г·мин)							
	7.4 ± 0.5	7.6 ± 0.4	7.2 ± 0.4	6.4 ± 0.6	6 ± 0.5	6.6 ± 0.4	7.1 ± 0.6	0
	5.6-10.4	6.4-9.9	5.9-7.9	4.2-7.6	4.4-7.9	5-8.2	5.6-8.5	
	13.6 ± 1.6	41.2 ± 10.9	22.6 ± 4.1	10 ± 1.6*	21.4 ± 4.6	2.4 ± 0.3**	21.5 ± 5.8	0
♀	Общая протеолитическая активность, мкмоль/(г·мин)							
	7.4-20.3	12.4-99.4	14.1-31.1	7.2-13.8	12.7-26.9	1.9-2.9	7.5-31.9	
	11.9 ± 1.6	31.8 ± 10.2	8.2 ± 1.1	13.3 ± 2.8	12.7 ± 3	3.9 ± 0.5*	13.3 ± 3	0
	6.9-19.5	7.9-89.5	5.9-12.1	7.9-23	6.2-27	2.5-6.2	9.3-25.6	
♂	Тотальная активность карбогидраз, мкмоль/(г·мин)							
	1.5 ± 0.2	2.9 ± 0.5	2.6 ± 0.7	1.1 ± 0.2**	2.8 ± 0.8*	0.4 ± 0.1**	2.8 ± 0.4*	0
	0.9-2.6	1.6-5.3	1.2-4	0.9-1.6	1.8-4.4	0.2-0.5	1.9-3.4	
	1.7 ± 0.3	2.8 ± 0.7	1.2 ± 0.1	1.3 ± 0.2	1.4 ± 0.2	0.6 ± 0.08*	1.9 ± 0.3	0
♀	Тотальная активность протеиназ, мкмоль/(г·мин)							
	1-3.2	1.2-6.8	0.7-1.4	0.9-2	0.6-2	0.3-0.9	2.3-2.9	

карбогидраз несколько снижалась. Активность протеиназ химуса, как правило, незначительно увеличивалась, а карбогидраз – колебалась разнонаправленно. В равной мере это относится и к суммарной активности ферментов. При этом за 4 мес наблюдений суммарная активность тех и других увеличилась в 1.3 раза. Тотальная активность, т. е. активность ферментов, реально функционирующих в кишечнике тилапий, была значительно ниже стандартных величин, рассчитанных на 1 г ферментативно активного препарата. Несмотря на сходство характера изменения исследованных показателей тотальная активность к концу наблюдения увеличилась значительно – в 2.1 и 1.8 раза для протеиназ и карбогидраз соответственно.

Сопоставление питающихся и непитающихся рыб показало отсутствие достоверных различий в длине и массе их тела (табл. 4). Вместе с тем обнаружена зависимость размерно-массовых характеристик кишечника от степени его наполнения. У активно питающихся рыб длина кишки в 1.3–1.4 раза ($P < 0.05$) больше, чем у рыб с пустым кишечником, в то время как масса кишки, напротив, меньше (в 1.4 и 1.2 раза у самцов и самок соответственно). При этом уровень активности исследованных ферментов в тканях кишечника практически не зависел от степени его наполнения (табл. 5). Активность химуса, рассчитанная на единицу массы (1 г), снижалась по мере уменьшения его количества, однако различия в уровне ферментативной активности у рыб с разной степенью наполнения кишечника не всегда статистически достоверны. Последнее в наибольшей степени характерно для протеаз. Анализ тотальной активности у тех же рыб свидетельствует о последовательном и более резком снижении уровня активности карбогидраз и протеаз в химусе. Уменьшение тотальной активности ферментов в тканях кишечника при снижении степени его наполнения не наблюдалось.

Необходимо отметить, что уровень активности кишечных карбогидраз у тилапии значительно выше уровня активности протеиназ. Так, если уровень общей амилолитической активности тканей кишечника колебался от 40.9 до 112, а химуса – от 0 до 206.7 мкмоль/(г·мин), то уровень общей протеолитической активности – от 4.4 до 10.4 и от 0 до 9.9 мкмоль/(г·мин) соответственно. Важно отметить, что внутри- и межсезонная динамика общей амилолитической активности химуса и тканей кишечника не совпадает, причем в одном ряде случаев доминирует ферментативная активность химуса, в другом – тканей кишечника. При этом максимальные и минимальные величины средних значений активности химуса в отдельных выборках различались в 3 раза, суммарной активности – в 1.6, а активности тканей кишечника – лишь в 1.2 раза. Величины тотальной активности ферментов существенно ниже этих значений (масса кишечника рыб не превышала 1 г), однако указанная тенденция проявилась и в этом случае.

На основании вышеприведенных данных были рассчитаны коэффициенты П/К – отношение активности протеаз к активности

карбогидраз. Оказалось, что П/К активности тканей кишечника и химуса значительно меньше единицы. П/К активности тканей кишечника в среднем равен $9.07 \cdot 10^{-2}$, активности химуса – $6.5 \cdot 10^{-2}$, а суммарной активности – $7.7 \cdot 10^{-2}$. Различия П/К тканей кишечника и химуса обусловлены главным образом уровнем активности карбогидраз, обеспечивающих процессы мембранного и полостного пищеварения (табл. 3, 5). Большая вариабельность характеристик последнего при изменении функционального состояния организма должна приводить к существенному сдвигу значений коэффициента П/К. Расчеты подтвердили это предположение. В частности, у сытых самцов П/К химуса был равен $7.8 \cdot 10^{-2}$, у голодных – $15.6 \cdot 10^{-2}$, П/К тканей кишечника – $13.5 \cdot 10^{-2}$ и $13.1 \cdot 10^{-2}$ соответственно.

Сопоставление уровня общей амилолитической активности у данного вида и у рыб, обитающих в водоемах Волжского бассейна, показывает более высокую активность ферментов цепи карбогидраз у тилапии. Уровень общей амилолитической активности у этого вида в среднем равен 159.8 мкмоль/(г·мин), тогда как у массовых видов пресноводных рыб Волжского бассейна он не превышает 30 мкмоль/(г·мин) [1, 3]. Активность карбогидраз у морских рыб еще ниже [1, 2]. Вместе с тем уровень общей протеолитической активности у тилапии близок таковому большинства рыб, исследованных нами ранее [1]. Это свидетельствует о том, что, несмотря на смешанную диету, тилапия обладает статусом гидролаз, характерным для растительноядных рыб.

Обращает внимание разнонаправленность изменений длины кишки и массы ее тканей у рыб с наполненными и пустыми кишечниками. В настоящее время причины такого рода различий не ясны. Однако этот факт может свидетельствовать о существовании различных механизмов увеличения пищеварительно-транспортной поверхности кишечника, а следовательно, и о разных стратегиях морфофизиологических адаптаций, обусловленных особенностями питания рыб. Кроме того, заслуживает внимания относительная независимость уровня активности пищеварительных гидролаз в тканях кишечника, а также зависимость аналогичных показателей химуса от интенсивности питания рыб. Это обстоятельство позволяет анализировать влияние разнообразных абиотических и биотических факторов среды на разные звенья процесса экзотрофии как у тилапии, так, видимо, и у других видов рыб.

Литература

1. Кузьмина В. В. Биоценотические аспекты физиологии питания гидробионтов // Экология. 1990. № 5.
2. Кузьмина В. В. Особенности эволюции пищеварительно-транспортных функций у рыб // Журн. эвол. биохим., физиол. 1991. № 2.
3. Кузьмина В. В., Попова Т. А. Активность некоторых гидролаз в кишечнике леща из водохранилищ Волжского каскада // Биология внутренних вод: Информ. бюл. СПб., 1993. № 96.

4. Carrieri M. P., Volpato G. L. Does snatching frequency really indicate food ingestion in the Nile tilapia // *Physiol. Behav.* 1991. Vol. 50, N 3.
5. Fish G. R. The comparative activity of some digestive enzymes in the alimentary canal of tilapia and perch // *Hydrobiology.* 1960. Vol. 15.
6. Moriarty D. J. W. The physiology of digestion of blue-green algae in the cichlid fish, *Tilapia nilotica* // *J. Zool.* 1973. Vol. 1, N 1.
7. Nagase G. Contribution to the physiology of digestion in *Tilapia mossambica*: digestive enzymes and the effects of diets on their activity // *Z. vergl. Physiol.* 1964. Vol. 49, N 3.

Институт биологии
внутренних вод им. И. Д. Папанина РАН

УДК 597-1.05

С. А. Мензиков

ВЛИЯНИЕ ДИУРЕТИКОВ И SH-РЕАГЕНТОВ НА Mg-АТФазную АКТИВНОСТЬ ЖАБР КАРПА

Mg-ATPase is more sensitive to furosemide ($K_i = 2$ mM), than to etacrinic acid ($K_i = 2.5$ mM). SH-reagents inhibit the Mg-ATPase activity in concentration of 100 mkM, however DTNB in concentration 10^{-5} M inhibits furosemide-sensitive Mg-ATPase. The similar influence of anions on general- and furosemide-sensitive Mg-ATPase activities were established.

В 1965 г. впервые обнаружили HCO_3^- -Mg-АТФазную активность в желудке лягушки [5]. С тех пор свойства анион-активируемой Mg-АТФазы исследовали достаточно интенсивно в тканях разных животных [2]. Рядом авторов [11–13] была показана роль SCN^- -ингибируемой и HCO_3^- -активируемой Mg-АТФазы в кислотно-основной регуляции эпителиальных тканей различного происхождения. Изучены свойства этого фермента в тканях, активно участвующих в метаболизме анионов – в солевой железе утки [6], в жабрах краба [10], а также в мозге крыс [7]. С помощью диуретиков и SH-реагентов удалось выявить новые свойства фермента в этих тканях. Анионная Mg-АТФаза была найдена и в жаберном эпителии рыб, однако ее свойства исследованы недостаточно полно, в частности не изучено влияние диуретиков и сульфгидрильных реагентов на ее активность [1, 8, 9].

Цель настоящей работы – определение влияния фуросемида и SH-реагентов на Mg-АТФазную активность жаберного эпителия карпа и изучение ее свойств в присутствии ингибитора.

Материалом для исследования послужили 2-летние карпы (*Cyprinus carpio*). Извлеченные из рыб жаберные лепестки растирали в ступке со стеклянным порошком в буфере (в соотношении г/мл 1:50),

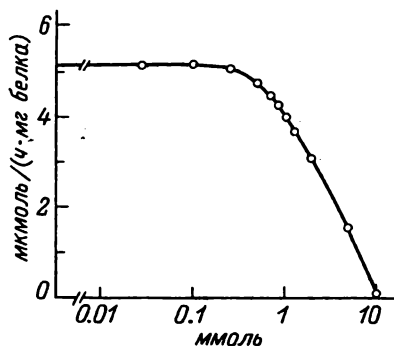


Рис. 1. Зависимость Mg-АТФазной активности жабр карпа от концентрации фуросемида.

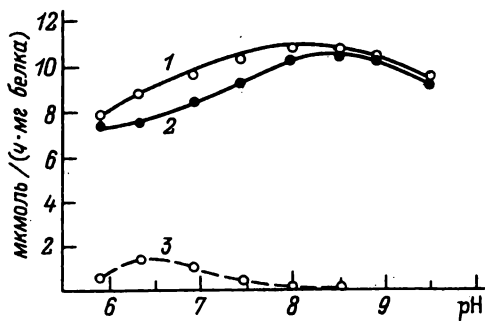


Рис. 2. Зависимость общей и фуросемид-ингибируемой Mg-АТФазных активностей от рН.

1 — в отсутствие фуросемида, 2 — в его присутствии (1 ммоль), 3 — разница между общей Mg-АТФазной активностью и активностью Mg-АТФазы в присутствии 1 ммоль фуросемида.

содержащем 20 ммоль трис-HEPES (pH 7.5). Все процедуры проводили при температуре 4°C. Гомогенат центрифугировали при 7000 g 15 мин. Ферментативную активность исследовали в супернатанте.

Mg-АТФазную активность измеряли в 0.5 мл инкубационной смеси, содержащей 20 ммоль трис-HEPES (pH 7.5), 3 ммоль $MgSO_4$, 3 ммоль АТФ и 30–40 мкг белка. Чувствительность к анионам определяли в присутствии 20 ммоль исследуемого аниона. Смесь инкубировали при 30°C в течение 30 мин. Реакцию останавливали внесением в инкубационную среду 7 %-ной ТХУ. Для измерения ферментативной

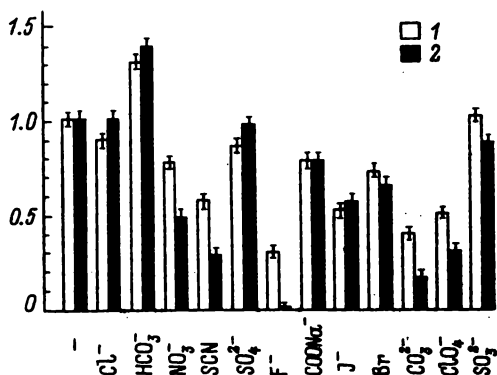


Рис. 3. Влияние анионов (20 ммоль) на общую и фуросемид-ингибируемую Mg-АТФазные активности в присутствии (1) и в отсутствие (2) фуросемида.

По оси ординат — относительная скорость Mg-АТФазной реакции, по оси абсцисс — исследуемые анионы.

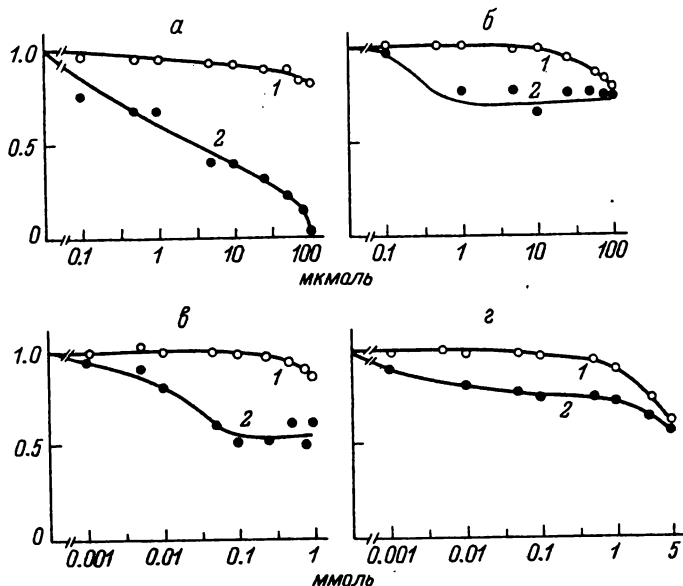


Рис. 4. Зависимость относительной скорости Mg-АТФазной реакции (ось ординат) от концентрации SH-реактента (ось абсцисс).

1 — в отсутствие фуросемида, 2 — в его присутствии (1 ммоль).

активности брали 0.2 мл инкубационной среды, определяли фосфор неорганический (Φ_n) методом Чена [4] и выражали активность в мкмоль Φ_n на 1 мг белка/ч. Белок определяли по методу Лоури [3]. Использовали фуросемид, ПХМБ, ДТНБ, этакриновую кислоту, NEM, НЕРЕС, трис (SIGMA, США), АТФ (Реанал, Венгрия) и остальные реактивы (Союзреахим).

Эффект ингибирования ферментативной реакции проявляется с концентрации фуросемида 0.4 ммоль и достигает 100 % при концентрации 10 ммоль (рис. 1). Константа ингибирования (K_i) для фуросемида составила 2 ммоль. В дальнейшем при изучении свойств Mg-АТФазной активности в присутствии фуросемида мы использовали ингибитор в концентрации, равной половине K_i , т. е. 1 ммоль.

Исследование зависимости общей Mg-АТФазной активности от pH показало, что ее оптимум находится в щелочной зоне (pH 8.5), а максимальное ингибирование фуросемидом наблюдается при слабокислых значениях (pH 6.5–7) (рис. 2).

Известно, что Mg-АТФазы чувствительны к некоторым анионам [2, 13]. Из 13 исследованных нами одно- и двухвалентных анионов (рис. 3) HCO_3^- проявил активирующее влияние как на фуросемид-ингибирующую, так и на общую Mg-АТФазную активность; F^- , SCN^- , CO_3^{2-} и NO_3^- ингибировали их, а остальные анионы оказались индифферентными. По отношению к HCO_3^- и ряду некоторых других анионов исследуемые Mg-АТФазные активности жаберного эпителия карпа подобны Mg-АТФамам из других тканей [2].

Имеющиеся в литературе данные по влиянию SH-реагентов на Mg-АТФазы показывают, что ПХМБ, ДТНБ полностью подавляют ферментативную активность в концентрации более 100 мкмоль, но в более низких концентрациях (10 мкмоль) избирательно ингибируют этакрин-чувствительную Mg-АТФазу [7]. Нами установлена определенная избирательность всех исследуемых SH-реагентов по отношению к общей и фуросемид-ингибируемой Mg-АТФазным активностям. Наиболее эффективным сульфгидрильным реагентом оказался ДТНБ, который в концентрации 100 мкмоль подавлял фуросемид-ингибируемую ферментативную активность на 100 %. ПХМБ в той же концентрации ингибировал реакцию только на 30 %. Что же касается NEM и этакриновой кислоты, то 50 %-ное ингибирование наблюдали при концентрациях 1 и 5 ммоль соответственно. В отличие от фуросемид-ингибируемой Mg-АТФазной активности общая Mg-АТФазная активность оказалась практически нечувствительной к действию SH-реагентов, за исключением этакриновой кислоты, которая при концентрации 5 ммоль ингибировала 40 % ферментативной активности. Остальные реагенты даже в максимальных использованных нами концентрациях подавляли общую Mg-АТФазную активность только на 20 % (рис. 4).

Таким образом, Mg-АТФазная активность жаберного эпителия карпа более чувствительна к фуросемиду ($K_i = 2$ ммоль), чем к этакриновой кислоте ($K_i = 2.5$ ммоль). В отличие от карпа Mg-АТФазная активность солевой железы менее чувствительна к фуросемиду ($K_i = 2.5$), чем к этакриновой кислоте ($K_i = 1.9$). Аналогичная картина наблюдается и в мозге крыс ($K_i = 5$ и 0.018 ммоль соответственно) [7]. В секреторных гранулах гипофиза фуросемид в концентрации 3 ммоль ингибировал Mg-АТФазную активность на 16 %, а этакриновая кислота в концентрации 5 ммоль – на 60 % [8]. Что же касается отношения к SH-реагентам, то в жаберном эпителии карпа, как и в мозге крыс [7], с их помощью удалось дифференцировать общую и фуросемид-ингибируемую Mg-АТФазную активность. Однако по влиянию на них анионов они оказались сходными. Таким образом, сопоставление наших материалов с литературными данными позволяет предположить о неспецифическом воздействии фуросемида на общую Mg-АТФазную активность жабр карпа и о модификации фуросемидом части Mg-АТФазной активности.

Литература

1. Иващенко А. Т. Аденозинтрифосфатазная система животных клеток, стимулируемая ионами HCO_3^- // Биол. науки. 1977. № 1.
2. Иващенко А. Т. Анионные аденозинтрифосфатазы. Алма-Ата, 1982.
3. Кочетов Г. А. Практическое руководство по энзимологии. М., 1980.
4. Chen P. S., Toribara T. Y., Warner H. Microdetermination of phosphorus // *Analyt. Chem.* 1956. Vol. 28.
5. Durbin R., Kasbekar D. Adenosine triphosphate and active transport by the stomach // *Fed. Proc.* 1965. Vol. 24.
6. Gassner D., Kornick H. Inhibition of a $\text{Cl}^-/\text{HCO}_3^-$ -ATPase in the avian salt gland by

- furosemide and ethacrynic acid // *Cell. Biol. Int. Rep.* 1981. Vol. 5, N 3.
7. Hara M., Miwa S., Fujiwara M., Inagaki C. Effects of several anions on ethacrynic acid high- and low-sensitive M-ATPase activities in microsomal fractions from rabbit cortical gray matter // *Biochem. Pharmacol.* 1982. Vol. 31, N 5.
 8. Ho S-M., Chan D. Branchial ATPase and ionic transport in the eel, *Anguilla japonica*. III. HCO_3^- -stimulated SCN^- inhibited M-ATPase // *Comp. Biochem.* 1981. Vol. 68B.
 9. Kerstetter T. H., Kirschner L. B. HCO_3^- -dependent ATPase activity in the gills of rainbow trout (*Salmo gairdneri*) // *Comp. Biochem. Physiol.* 1974. Vol. 48B.
 10. Lee Soon-Ho. Salinity adaptation of HCO_3^- -dependent ATPase activity in the gills of blue crab (*Callinectes sapidus*) // *Biochim. biophys. acta.* 1982. Vol. 689.
 11. Morisawa M., Utida S. HCO_3^- -activated adenosine triphosphatase in intestinal mucosa of the eel // *Biochim. biophys. acta.* 1976. Vol. 445.
 12. Sach G., Shah G., Strych A., Cline G., Hirschowitz B. J. Properties of ATPase of gastric mucosa. III. Distribution of HCO_3^- -stimulated ATPase in gastric mucosa // *Biochim. biophys. acta.* 1972. Vol. 266.
 13. Schuurmans S. F., Bonting S. L. Transport adenosine triphosphatases: Properties and functions // *Physiol. Rev.* 1981. Vol. 61, N 1.

Институт биологии
внутренних вод им. И. Д. Папанина РАН

УДК 574.64 : 597

М. П. Мерл, В. И. Козловская, Ф. Л. Маер

**ДЕЙСТВИЕ ФОСФОРОРГАНИЧЕСКОГО ГЕРБИЦИДА ДЕФ
НА РОСТ, ВЫЖИВАЕМОСТЬ И АКТИВНОСТЬ
АЦЕТИЛХОЛИНЭСТЕРАЗЫ МОЗГА РАДУЖНОЙ ФОРЕЛИ
(SALMO GAIRDNERI)**

DEF in concentration of 50, 25, 12.5, 6.25, 3.12 mkg/l in exposition of 26 days caused fish mortality. In high concentration DEF reduced the growth. Fish intoxication by DEF changed the activity of Ach and the contents of protein in brain.

ДЕФ (бутифос) – фосфорорганический гербицид, применяемый для дифолиации хлопка, чрезвычайно токсичен для гидробионтов. В опытах с радужной форелью (*Salmo gairdneri*) и канальным сомом (*Lepomis macrochirus*) показано, что в концентрации 0.5–1 мг/л через 48 ч экспозиции он вызывает поражения глаз и черепа подопытных рыб, а через 96 ч – их 50 %-ную гибель [11]. Предполагают, что ДЕФ, как и другие фосфорорганические соединения, ингибирует холинэстеразы. Однако связь между изменением активности фермента и токсичностью препарата пока не выяснена.

В данном сообщении мы приводим результаты хронического воздействия ДЕФ на активность ацетилхолинэстеразы (АХЭ), рост и выживаемость молоди радужной форели.

Радужную форель средней массой 1 г содержали в течение 26 сут в проточной дилутерной системе образца Mount, Brungs [12], подвергая воздействию ДЕФ (S, S, S-трибутил-фосфотритиат) в концентрации 50, 25, 12.5, 6.25, 3.12 мкг/л (фактор разведения 0.5). Для разведения ДЕФ использовали ацетон. Концентрация ацетона в экспонированной среде составляла 0.05 мг/л. Температуру воды поддерживали в пределах 17°C, pH 7.2–7.4, щелочность – 237 мг/л. Фотопериод был равен 16 ч, его регулировали по методу [7].

В эксперименте использовали 6 резервуаров дилутера высотой 31 см, длиной 80 и шириной 31 см с уровнем воды 22 см. Каждый резервуар был разделен на 3 отсека: один длиной 51 и шириной 31 см, другие – 28 и 15 см соответственно. В один большой отсек помещали по 30 рыб для определения активности АХЭ мозга, а в два других – по 10 рыб для определения скорости роста. Гибель рыб регистрировали ежедневно, их длину и массу измеряли через 14 и 26 сут после начала опыта. Рыб кормили форелевым кормом.

Активность АХЭ мозга в опыте и в контроле измеряли через 14 и 26 сут от начала воздействия. Для этого мозг вычленили, промывали фосфатным буфером и объединяли от трех рыб в одну пробу, взвешивали, гомогенизировали в ТРИС-буфере (pH 7.4), используя по 1 мл охлажденного буфера на 2 мг ткани. Гомогенаты сразу замораживали, а спустя 24 ч центрифугировали при 1000 gpm 5 мин. Активность фермента определяли в супернатанте методом Элмана [8], адаптированным для автоматического анализатора [10]. Субстратом служил ацетилхолинйодид, температура инкубации составляла 37°C, в качестве стандарта использовали АХЭ угря (Sigma Chemical Co.). Через 14 сут экспозиции в контроле и в первых четырех вариантах с токсикантом было отобрано по 6 объединенных образцов, а в варианте с концентрацией 50 мкг/л – 3 пробы. Через 26 сут экспозиции проанализировано по 6 проб в контроле и в варианте с концентрацией токсиканта 3.12 мкг/л, 4 пробы в варианте с концентрацией 6.12 мкг/л, 3 – с 12.5 и 1 – с 25 мкг/л. В варианте с концентрацией токсиканта 50 мкг/л к этому времени все рыбы погибли. Результаты анализа обработаны статистически ($P < 0.05$) [14].

Негативное влияние ДЕФ на рыб в нашем эксперименте с радужной форелью проявилось в непосредственной гибели особей, замедлении скорости роста выживших рыб и в снижении активности АХЭ мозга. Так, через 14 сут после начала опыта частично погибли рыбы в растворах с концентрацией токсиканта 12.5, 25 и 50 мкг/л, а через 26 сут – и в остальных разведениях. При 50 мкг/л к этому сроку погибли все подопытные особи. У выживших рыб после 14 сут экспонирования было отмечено статистически достоверное замедление скорости роста в растворах с концентрацией ДЕФ 50 мкг/л, а через 26 сут – и при 25 мкг/л (см. таблицу).

Интоксикация рыб ДЕФ повлияла также на активность АХЭ и содержание белка в мозге. Наиболее значимые отклонения в активности фермента отмечены после 14 сут экспозиции. В этот период во всех

Воздействие постоянной 14-(над чертой) и 26-суточной (под чертой) экспозиции ДЕФ на рост, активность АХЭ мозга и выживаемость радужной форели

Показатель	Концентрация ДЕФ, мкг/л						
	0	3.12	6.25	12.5	25	50	F. 05
Масса, г	$\frac{0.98}{1.63}$	$\frac{1}{1.85}$	$\frac{1.1}{1.61}$	$\frac{1.1}{1.45^*}$	$\frac{0.97}{1.19^*}$	$\frac{0.79^*}{-}$	$\frac{2.83^{**}}{2.98^{**}}$
Длина, мм	$\frac{45.22}{54}$	$\frac{46.33}{55.17}$	$\frac{47}{53.75}$	$\frac{47.33}{51.75}$	$\frac{46.67}{48^*}$	$\frac{43.11^*}{-}$	$\frac{3.13^{**}}{2.82^{**}}$
Масса мозга, мг	$\frac{35.83}{58.17}$	$\frac{39.67}{58.17}$	$\frac{42.17}{59.75}$	$\frac{39}{47.67}$	$\frac{38.83}{58}$	$\frac{32}{-}$	$\frac{0.49}{2.34}$
Активность АХЭ мозга, мкмоль/ (мг ткани · ч)	$\frac{12.15}{12.95}$	$\frac{6.85^*}{10.85}$	$\frac{9.65}{9.08}$	$\frac{7.44^*}{10.8}$	$\frac{7.5^*}{13.8}$	$\frac{9.2}{-}$	$\frac{3.14^{**}}{1.39}$
Суммарный протеин, мкг/мл	$\frac{29.83}{23.33}$	$\frac{24.17}{24}$	$\frac{32.67}{18.75^*}$	$\frac{33.33}{20.67}$	$\frac{32.17}{22}$	$\frac{33.33}{-}$	$\frac{1.11}{2.99^{**}}$
Активность АХЭ мозга, мкмоль/(мг протеина · ч)	$\frac{812.17}{1119}$	$\frac{588.83^*}{1023.5}$	$\frac{499.20^*}{941.25}$	$\frac{447.67^*}{1047.33}$	$\frac{447.67^*}{1255}$	$\frac{557.67^*}{-}$	$\frac{5.97^{**}}{0.52}$
Смертность, %	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{10}$	$\frac{0}{45^*}$	$\frac{15}{55^*}$	$\frac{30^*}{80^*}$	$\frac{75^*}{100^*}$	$\frac{-}{6.5}$

* Достоверность различий с контрольной группой ($P < 0.05$).

** Значимость критерия F ($P < 0.05$).

вариантах опыта уровень активности АХЭ при расчете на белок мозга был достоверно ниже, чем в контроле. Однако четкой зависимости между концентрацией токсиканта и степенью снижения активности фермента не установлено. Так, при самой высокой концентрации ДЕФ (50 мкг/л) активность фермента оказалась более высокой, чем при низких – 25, 12.5, 6.25 мкг/л. При расчете на массу ткани мозга активность фермента у подопытных рыб была также ниже, чем у контрольных, но достоверные различия отмечены для меньшего числа вариантов. Содержание белка, напротив, несколько повысилось во всех вариантах, кроме серии с концентрацией токсиканта 3.12 мкг/л (см. таблицу). После 26 сут экспозиции уровень активности фермента при расчете на белок был достоверно ниже, чем в контроле, только в одном варианте – при концентрации токсиканта 6.25 мкг/л. В этом же варианте активность энзима при расчете на навеску ткани также была низкой (см. таблицу).

При 14-суточной экспозиции действие ДЕФ в концентрациях меньше 50 мкг/л подобно токсическому эффекту, вызываемому у рыб и других животных большинством фосфорорганических соединений [1, 2, 5, 6, 9, 15], так как увеличение смертности ассоциируется с ингибированием АХЭ мозга. Вместе с тем высокий уровень энзима у рыб в среде с концентрацией ДЕФ 50 мкг/л через 14 сут экспозиции и повышение его активности во всех вариантах эксперимента через 26 сут наводят на мысль, что снижение активности фермента в растворах ДЕФ не обусловлено его ингибированием токсикантом. Взаимосвязь изменений активности АХЭ мозга и смертности рыб с концентрацией токсиканта описывается графически в трехмерном измерении синусоидой. Следовательно, гибель радужной форели при воздействии ДЕФ не зависит от степени снижения активности АХЭ мозга.

Изменение уровня активности АХЭ мозга у рыб отмечено при воздействии не только фосфорорганическими соединениями, но и такими токсикантами, которые не вступают непосредственно в реакцию взаимодействия с ферментом, например фенолом [3, 4, 13]. Однако в отличие от фосфорорганических соединений при интоксикации фенолом корреляция между видом токсического воздействия (острое, хроническое) и степенью снижения активности энзима отсутствует. Так, при острой интоксикации фенолом активность АХЭ мозга рыб в первые часы снижается, а далее остается на одном и том же уровне до наступления гибели. При хронической интоксикации активность энзима непостоянна. В течение первых двух недель воздействия токсиканта она то понижается, то повышается, а затем стабилизируется на уровне, более высоком, чем у контрольных особей. Изменение активности АХЭ в таких случаях рассматривается как следствие стрессорного состояния организма и является ответной реакцией на воздействие токсиканта, направленной на приспособление организма к существованию в изменившихся условиях среды [15].

Таким образом, ДЕФ, хотя и относится к группе фосфорорганических пестицидов, но обладает механизмом действия, отличающимся от них. И это не случайно, так как ДЕФ – дефолиант, а не инсектицид, как большинство других фосфорорганических пестицидов. По действию на АХЭ мозга рыб он сходен с фенолом. Оценка токсичности ДЕФ для рыб более объективна в отношении скорости их роста, чем в отношении активности АХЭ мозга.

Литература

1. Аббас А. Сравнительное изучение действия пестицидов различного химического состава на рыб (*Cyprinus carpio* L.): Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М., 1976.
2. (Козловская В. И., Майер Ф. П.) Kozlovskaya V. I., Mayer F. P. Brain acetylcholinesterase and backbone collagen in fish intoxicated with organophosphate pesticides // J. Great Lakes Res. 1984. Vol. 10.
3. Козловская В. И., Мартемьянов В. И. Активность ацетилхолинэстеразы мозга карпа (*Cyprinus carpio* L.) при острой и хронической интоксикации фенолом // Гидробиол. журн. 1991. № 4.
4. Лукьянов А. С., Фролов О. Ю. Активность ацетилхолинэстеразы в ранние сроки фенольного отравления карпа (*Cyprinus carpio* L.) // Теоретические вопросы биотестирования. Волгоград, 1983.
5. Coppage D. L. Organophosphate pesticides: Specific level of brain AchE inhibition related to death in sheepshead minnow // Trans. Amer. Fish. Soc. 1972. Vol. 101, N 3.
6. Corrage D. L., Matthews E., Cook G. H., Knight J. Brain acetylcholinesterase inhibition in fish as diagnosis of environmental poisoning by malathion, O-O-dimethyl-S-(1, 2-Dicarbethoxyethyl) phosphorodithioate // Pestic. Biochem. Physiol. 1975. Vol. 5.
7. Drummond R. A., Dawson W. F. An inexpensive method for simulating diel patterns of lighting in the laboratory // Trans. Amer. Fish. Soc. 1970. Vol. 99, N 2.
8. Ellman E. L. A new and rapid colorimetric determination of acetylcholinesterase activity // Biochem. Pharmacol. 1961. Vol. 7.
9. Gibson Y. R., Ludke Y. L., Ferguson D. E. Sources of error in the use of fish-brain acetylcholinesterase activity as a monitor for pollution // Bull. Environ. Contam. Toxicol. 1969. Vol. 4, N 1.
10. Humiston C. G., Wright G. J. An automated method for the determination of cholinesterase activity // Toxicol. Appl. Pharmacol. 1967. Vol. 10.
11. Johnson W. W., Finley M. L. Handbook of acute toxicity of chemicals to fish and aquatic invertebrates. Washington (D. C.), 1980.
12. Mount D. I., Brungs W. A. A simplified dosing apparatus for fish toxicology studies // Water. Res. 1967. Vol. 1.
13. Mukherjee S., Bhattacharya S. Effect of some industrial pollutants on fish brain cholinesterase activity // Environ. Physiol. Biochem. 1974. Vol. 4.
14. Snedecor G. S. Statistical methods. Ames, 1965.
15. Weiss C. Physiological effect of organophosphorus insecticides in several species of fish // Trans. Amer. Fish. Soc. 1961. Vol. 4, N 1.

Институт биологии
внутренних вод им. И. Д. Папанина РАН
Колумбийская национальная лаборатория
по изучению рыб, США

В. Г. Давыдов, А. В. Лысанов

**СВЯЗЬ МЕЖДУ ФУНКЦИОНАЛЬНЫМ СОСТОЯНИЕМ КАРПА
И СЕКРЕТОРНОЙ АКТИВНОСТЬЮ ПОКРОВОВ
BOTHRIOCEPHALUS ACHEILOGNATHI (CESTODA,
PSEUDOPHYLLIDEA)**

Reliable differences in intensity of secretory function of *Bothriocephalus acheilognathi* teguments in dependence on parasite localisation in fish with low and high functional indices of an organism have been revealed.

Установлено [5, 6], что функциональное состояние организма рыб, одним из показателей которого служит уровень общего белка и бактериоагглютининов в сыворотке крови, влияет на количественный и качественный состав их паразитофауны. Однако связь характера морфофункциональных изменений у паразитов с функциональным статусом их хозяев до сих пор изучена слабо. Между тем имеются вполне объективные морфологические показатели, отражающие функциональное состояние гельминтов в зависимости от интенсивности защитных реакций организма рыб, в частности секреторная активность их покровов.

В настоящем сообщении приведены результаты экспериментального изучения диапазона морфологических изменений в структурах покровов *Bothriocephalus acheilognathi*, извлеченных из карпов с разным уровнем функциональной активности организма.

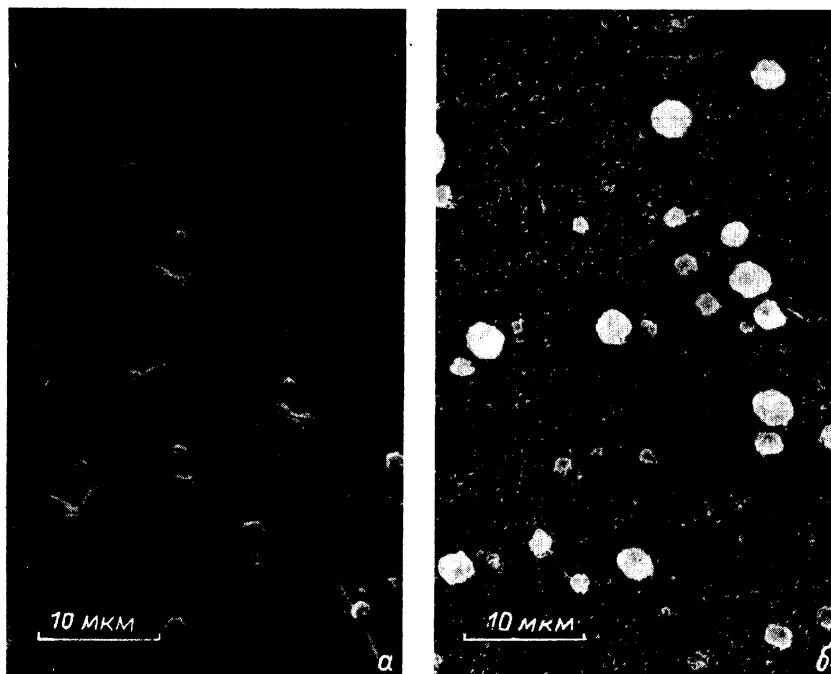
Для исследования использовали половозрелых цестод из кишечника годовиков карпа, выловленных в апреле-1991 г. из садков тепловодного хозяйства при Пермской ГРЭС. Интенсивность инвазии составляла 3–4 особи паразита на 1 экз. при экстенсивности 56 %. Червей отмывали в растворе Рингера и фиксировали в 2 %-ном глутаровом альдегиде с постфиксацией OsO_4 . Для последующего электронно-микроскопического изучения фрагменты паразитов обезживали в спиртах, ацетоне и высушивали в аппарате до критической точки. Сколексы с передними отделами стробилы, а также средние и задние участки тела просматривали на сканирующем электронном микроскопе JEM-25S.

Функциональную активность карпов оценивали по уровню общего белка и бактериоагглютининов в сыворотке крови. Общий белок определяли рефрактометрическим методом с использованием прибора ИРФ-454(Б). Уровень бактериоагглютининов в сыворотке крови исследовали по методике Г. Д. Гончарова [1] с инактивированной при 56°C культурой *Aeromonas punctata*. Материал обработан статистически [4].

Известно, что при ухудшении функциональной активности организма рыб снижается концентрация общего белка в сыворотке их

крови. Ниже уровня 1.9–1.8 г% наступает критическое состояние, при котором наблюдается массовое развитие эктопаразитов, появляются признаки бактериального поражения, депрессия иммунного ответа. При более высоких значениях этого показателя подобные явления не происходят [5]. На основании этих данных мы разделили карпов на 2 группы – с низким (I) и высоким (II) функциональным статусом (уровень белка в сыворотке ниже и равен 2 г% соответственно) и исследовали характер экзокринной секреции синцития покровов, обнаруженных в кишечнике рыб паразитов. Установлено, что экзокринная секреция синцития покровов *Bothriosephalus acheilognathi* проявляется в образовании на поверхности тела округлых железистых выростов, содержащих многочисленные гранулы секрета, поступающие из нижележащих ядросодержащих участков. Характер распределения железистых выростов на стробиле паразитов у обеих групп рыб оказался сходным. Наибольшее количество железистых выростов образуется на сколексе и передних отделах стробилы, значительно меньше их в средних участках, и они единичны в задних участках.

Вместе с тем у рыб с разным функциональным статусом существенно различаются количественные показатели секреторной активности. Этот процесс наиболее выражен, и статистически достоверен



Железистые выросты на поверхности передних отделов стробилы *Bothriosephalus acheilognathi* из карпов с низким (а) и высоким (б) функциональным статусом.

($P = 0.01$) на сколексах и передних участках стробил. У червей из рыб группы I, имеющих показатели общего белка сыворотки $0.3-0.4\%$ и титр бактериоагглютининов $1:60$, на единицу поверхности сколекса и переднего отдела стробилы в 3000 мкм^2 число железистых выростов составляет 13.2 ± 1.1 (см. рисунок, а). В группе рыб II (общий белок сыворотки $4.5-5.2\%$ и титр бактериоагглютининов $1:480$) на единицу той же площади количество железистых выростов увеличивается до 42.3 ± 4.9 (см. рисунок, б).

Различаются и морфологические характеристики железистых выростов у ботриоцефалюсов из двух групп карпов. Если у червей из группы I диаметр железистых выростов составляет $1.2-2\text{ мкм}$, то у паразитов группы II он достигает $2.5-4\text{ мкм}$. В последнем случае несколько близлежащих выростов иногда сливаются апикальными концами, образуя сложные по конфигурации выпячивания. Повышается количество и интенсивность заполнения железистых выростов секреторными гранулами.

Секреторная активность покровов средних и задних участков стробил у червей из рыб обеих групп достоверно не различается. Так, число железистых выростов в средних и задних участках стробил у червей из группы рыб I составляет 5.4 ± 1 и 2.7 ± 0.5 , а у червей из группы II – 6.9 ± 3.1 и 1.7 ± 0.3 соответственно. Морфологических изменений в структуре железистых выростов этих участков не обнаружено.

Известно, что покровы цестод осуществляют основные функции взаимоотношений паразитов с окружающей средой. В частности, предполагают, что одна из защитных функций связана с железистой секрецией, способствующей нейтрализации иммунного воздействия [3]. Таким образом, выявленная зависимость между секреторной активностью покровов передних отделов стробил паразитов и состоянием организма хозяев показывает, что иммунный прессинг на паразитов у рыб с низким функциональным статусом значительно снижен.

Литература

1. Гончаров Г. Д. Лабораторная диагностика болезней рыб. М., 1973.
2. Давыдов В. Г., Микряков В. Р. Экспериментальное изучение функциональной роли фронтальных желез у *Eubothrium rugosum* // Биология внутренних вод: Информ. бюл. Л., 1986. № 70.
3. Давыдов В. Г., Микряков В. Р. Адаптивные структуры покровов тела некоторых цестод, связанные с защитой паразитов от влияния организма хозяев // Иммунологические и биохимические аспекты взаимоотношений гельминта и хозяина. М., 1988.
4. Лакин Г. Ф. Биометрия. М., 1973.
5. Лысанов А. В. Механизмы резистентности организма рыб при заболевании // IX Всесоюз. совещ. по паразитам и болезням рыб: Тез. докл. Л., 1990.
6. Лысанов А. В. (Lysanov A. V.) The effect of functional state and ecological factors in some parasitic infections of fishes // Abstr. of reports III intern. Symposium „Problems of fish Parasitology“ Petrozavodsk, 1991.

Институт биологии внутренних вод им. И. Д. Папанина РАН
НИИ озерного и речного рыбного хозяйства

М. А. Соколова, В. Е. Топников

**РАСТВОРЕННЫЙ КИСЛОРОД И ИНТЕНСИВНОСТЬ
ПРОДУКЦИОННО-ДЕСТРУКЦИОННЫХ ПРОЦЕССОВ
В Р. ВОЛГЕ В ОСЕННИЙ ПЕРИОД**

The data on the dissolved oxygen concentration, the intensity of photosynthesis and destruction and BOD₅ in the Volga River for autumn of 1988 are presented. The average value of BOD₅ measured in the samples of the Volga water increased two times for the last decade.

Цель исследований заключалась в изучении продукционно-деструкционных процессов в волжских водохранилищах в условиях осенней гомотермии.

Пробы воды отбирали батометром из поверхностного горизонта в первой половине дня. Величины первичной продукции и деструкции определяли методом склянок в кислородной модификации. „Светлые” и „темные” склянки экспонировали в течение 4 ч при температуре водоема в аквариуме, установленном на палубе судна. Данное время экспозиции считается наиболее оптимальным, поскольку при суточном экспонировании происходят значительные изменения среды в склянках и величины фотосинтеза оказываются заниженными [2, 3]. Для оценки способности водной микрофлоры и утилизации органических веществ определяли биохимическое потребление кислорода за 5 сут (БПК₅) при температуре 20°C. При титровании использовали откалиброванную микробюретку.

Исследования проводили осенью 1988 г. на участке от Ивановского водохранилища до пос. Светлый Яр в нижнем течении р. Волги. Станции отбора проб были выбраны по судовому ходу таким образом, чтобы можно было оценить влияние крупных городов, главных притоков и гидроузлов. Выполнялись также измерения на поперечных разрезах в Ульяновском плесе Куйбышевского водохранилища и приплотинном Волгоградского.

При следовании вниз по р. Волге температура воды в период наблюдений уменьшалась с 15.8 до 11.4°C вплоть до устья р. Камы, затем при дальнейшем движении на юг она возрастала и достигала 16.4°C в Волгоградском водохранилище (табл. 1).

На участке от Ивановского до Рыбинского водохранилища содержание растворенного O₂ постепенно повышалось. В Горьковском водохранилище вследствие влияния сточных вод крупных городов, расположенных в его верхней части, насыщение воды O₂ несколько снизилось. Наименьшее количество O₂ наблюдалось ниже г. Кинешмы (69.7 %). В нижележащих водохранилищах содержание растворенного O₂ вновь увеличилось. В нижнем бьефе гидроузлов насыщение O₂,

Таблица 1

Содержание растворенного кислорода и интенсивность продукционно-деструкционных процессов в р. Волге

Номер станции	Расстояние от устья, км	Дата	Температура воды, °С	O ₂ , мг/л	Дефицит O ₂ , мг/л	Насыщение O ₂ , %	Фотосинтез, мг/(л·ч)	Деструкция, мг/(л·ч)	БПК ₅ , мг/л
Иваньковское водохранилище (2968–3080 км от устья)									
4	3012	13 IX	15.2	7.00	2.99	70.0	0.039	0.002	—
5	2971	13 IX	15.8	7.74	2.12	78.6	0.073	0.068	—
Угличское водохранилище (2823–2968 км от устья)									
6	2961	13 IX	15.5	7.85	2.07	79.1	0.072	0.033	1.82
10	2828	14 IX	15.8	7.69	2.17	78.0	0.056	0.002	1.01
Рыбинское водохранилище (2710–2823 км от устья)									
11	2819	14 IX	15.9	7.90	1.94	80.3	0.023	0.041	3.70
14	2714	14 IX	14.6	8.20	1.92	81.0	0.120	0.093	1.86
Горьковское водохранилище (2283–2710 км от устья)									
62	2707	14 IX	14.9	8.09	1.97	80.4	0.098	0.041	1.62
61	2653	15 IX	14.1	7.95	2.29	77.6	0.002	0.004	1.37
66а	2583	16 IX	13.8	8.01	2.30	77.7	0.093	0.101	1.72
59	2543	16 IX	13.7	8.02	2.31	77.7	0.070	0.023	1.97
67а	2518	17 IX	13.4	8.00	2.40	76.9	0.041	0.025	0.89
58	2481	17 IX	14.1	7.65	2.59	74.7	0.002	0.004	0.91
57	2423	17 IX	14.5	7.07	3.08	69.7	0.002	0.010	0.57
55	2290	18 IX	13.9	8.19	2.09	79.7	0.067	0.002	0.87

Таблица 1 (продолжение)

Номер станции	Расстояние от устья, км	Дата	Температура воды, °С	O ₂ , мг/л	Дефицит O ₂ , мг/л	Насыщение O ₂ , %	Фотосинтез, мг/(л·ч)	Деструкция, мг/(л·ч)	БПК ₅ , мг/л
Чебоксарское водохранилище (1948—2283 км от устья)									
54	2277	18 IX	14.0	8.50	1.76	82.9	0.002	0.010	2.67
71	2254	18 IX	14.0	8.17	2.09	79.6	0.050	0.002	0.44
53	2225	18 IX	13.6	8.38	1.98	80.9	0.108	0.040	1.39
72	2195	21 IX	12.1	8.85	1.87	82.6	0.071	0.140	4.35
51	2080	21 IX	12.6	8.58	2.02	81.0	0.002	0.046	4.28
49	1955	22 IX	12.5	9.01	1.61	84.8	0.046	0.039	3.77
Куйбышевское водохранилище (1476—1948 км от устья)									
48	1943	22 IX	12.6	9.15	1.45	86.3	0.002	0.062	3.13
78	1863	23 IX	12.0	9.25	1.50	86.0	0.077	0.095	2.99
46	1815	23 IX	11.8	9.27	1.53	85.8	0.007	0.017	1.36
45	1748	24 IX	11.4	9.42	1.48	86.4	0.052	0.072	1.02
43	1595	24 IX	13.8	9.13	1.18	88.5	0.082	0.082	1.03
41	1483	25 IX	14.9	9.28	0.78	92.3	0.052	0.043	1.15
Саратовское водохранилище (1135—1476 км от устья)									
40	1456	25 IX	14.8	9.48	0.60	94.0	0.040	0.002	1.27
38	1326	27 IX	13.6	9.53	0.83	92.0	0.109	0.054	1.25
35	1142	28 IX	12.9	9.51	1.01	90.4	0.002	0.012	1.76
Волгоградское водохранилище (611—1135 км от устья)									
34	1118	28 IX	13.3	9.48	0.95	90.9	0.049	0.068	1.04
30	853	30 IX	14.1	9.52	0.72	93.0	0.023	0.108	2.35
26	618	1 X	16.4	8.92	0.81	91.7	0.029	0.064	2.01
Нижняя Волга (0—611 км от устья)									
25	596	1 X	15.9	8.75	1.09	88.9	—	—	1.71
24	539	3 X	16.2	8.89	0.88	91.0	0.085	0.002	2.20

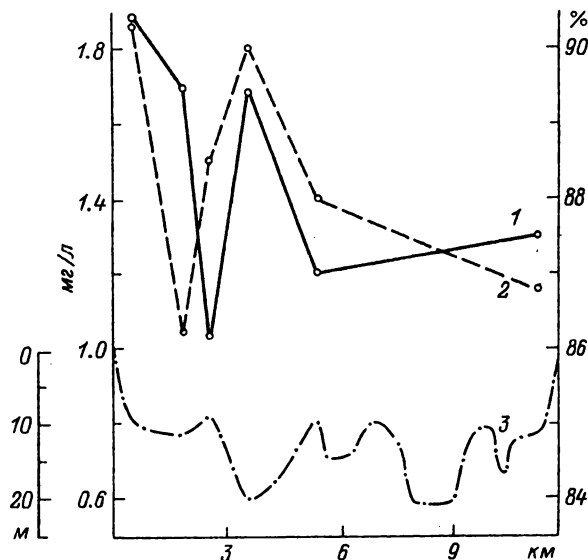


Рис. 1. Поперечный профиль БПК₅ (1), насыщения O₂ (2) и глубины (3) на ст. 43.

По оси абсцисс — расстояние от левого берега.

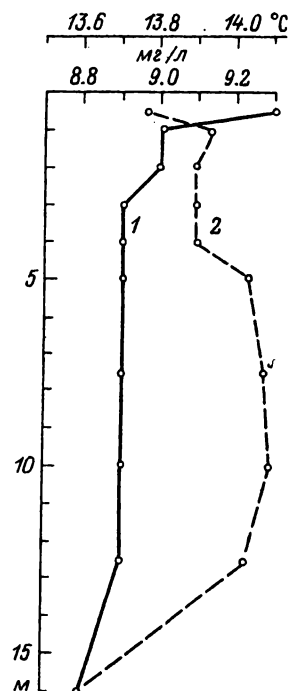
как правило, было больше, чем в верхнем, что связано с аэрацией на плотинах.

Скорость фотосинтеза на исследованном участке изменялась от 0.002 до 0.120 мг/(л·ч) O₂. Наибольшие значения этого параметра наблюдались в водохранилищах Верхней Волги. В остальных (за исключением Волгоградского — 0.034 мг/(л·ч)) средняя интенсивность фотосинтеза была примерно одинакова — 0.045–0.05 мг/(л·ч). Скорость фотосинтеза в нижнем бьефе гидроузлов в большинстве случаев была заметно меньше, чем в верхнем. Это обусловлено тем, что через гидроузел сбрасываются воды глубинных горизонтов, в которых содержание фитопланктона невелико.

Скорость деструкции органического вещества колебалась в пределах 0.002–0.14 мг/(л·ч) O₂. Наименьшая ее интенсивность была отмечена в Угличском и Саратовском водохранилищах, наибольшая — в Рыбинском и Волгоградском.

Величина БПК₅ изменялась от 0.44 до 4.35 мг/л. Наибольшее значение БПК₅ наблюдалось на ст. 72, расположенной ниже г. Кстово, в районе которого сбрасывается значительное количество сточных вод. Для Чебоксарского водохранилища данный источник загрязнения вполне можно рассматривать как точечный. Это позволяет оценить скорость уменьшения величины БПК₅ (K) на участке между

Рис. 2. Глубинный профиль температуры воды (1) и концентрации O_2 (2) на ст. 30.



ст. 72 и 45 с помощью классической модели Стритера-Фелпса [4]. К рассчитывали методом минимизации относительной ошибки между наблюдаемыми значениями, вычисленными по формуле $L = L_0 e^{-Kt}$, где L_0 — начальная величина БПК₅, L — БПК₅ в момент времени t . Для всего участка протяженностью 447 км K оказалась равной 0.00167 ч^{-1} . В Чебоксарском водохранилище и Волжском плесе Куйбышевского она составила 0.000261 и 0.0128 ч^{-1} соответственно. Таким образом, интенсивность самоочищения на речном участке существенно выше, чем на озерном.

Применение корреляционного анализа выявило слабую связь между измеренными показателями. Коэффициенты корреляции r , рассчитанные на основании данных табл. 1, оказались наиболее высокими лишь между скоростью фотосинтеза и деструкцией (0.374), а также между деструкцией и БПК₅ (0.426). Между дефицитом O_2 и интенсивностью фотосинтеза связь отсутствовала ($r = -0.084$). В то же время наблюдалась относительно тесная зависимость между концентрацией O_2 и температурой воды ($r = -0.435$). Это свидетельствует о том, что основную роль в насыщении волжских водохранилищ O_2 в осенний период играет его инвазия из атмосферы.

Измерения, проведенные на поперечных разрезах в Куйбышевском водохранилище на ст. 43 (Ульяновский плес) и в Волгоградском на ст. 26 (Приплотинный плес), показали, что величина БПК₅ и насыщение воды O_2 на указанных створах изменяются слабо (рис. 1). Отмечено лишь некоторое повышение величины БПК₅ у берегов. В Волгоградском водохранилище значения БПК₅ у левого и правого берегов были равны соответственно 2.61 и 3.23 мг/л , что превышает значение БПК₅ в пробе воды, отобранной на фарватере (табл. 1).

Водохранилища равномерно насыщены O_2 по глубине, что подтверждает вертикальный профиль O_2 и температуры воды, полученной на ст. 30 (рис. 2). В приплотинном плесе Волгоградского водохранилища (ст. 26) с глубинами до 37 м насыщение O_2 на всех вертикалях створа изменялось в пределах 84.8 – 91.7% . Исключение составила лишь проба, отобранная с поверхностного горизонта у правого берега, где наблюдалось сплошное поле синезеленых водорослей. Здесь насыщение O_2 составило 105.7% .

Таблица 2

Средние значения величины БПК₅ (мг/л)
на участках р. Волги в осенний период

Участок	17 IX–6 X 1979 г.	13 IX–3 X 1988 г.
Водохранилище		
Чебоксарское	—	2.82
Горьковское	1.13	1.24
Куйбышевское	1.18	1.78
Саратовское	0.53	1.43
Волгоградское	0.63	1.80
Р. Волга ниже Волгоград- ской ГЭС	0.57	1.96
Весь участок	0.93	1.86

Сравнение наших данных с результатами, полученными осенью 1979 г. [1], показало (табл. 2), что средние величины БПК₅ в 1988 г. были заметно выше как в каждом отдельном водохранилище, так и на всем исследованном участке р. Волги.

Литература

1. Бикбулатова Е. М., Бикбулатов Э. С. Органическое вещество в водохранилищах Средней и Нижней Волги // Гидрохимические исследования волжских водохранилищ. Рыбинск, 1982.
2. Минеева Н. М. Фотосинтез фитопланктона Рыбинского водохранилища при различном времени экспонирования проб // Биология внутренних вод: Информ. бюл. Л., 1990. № 87.
3. Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений. Л., 1983.
4. Streeter H. W., Phelps E. B. A study of the pollution and natural purification of the Ohio River. III. Factors concerned in the phenomena of oxidation and reaeration // Publ. Health Bull. 1925. N 146.

Институт водных проблем РАН

УДК 579.68.083.13

А. Ю. Горбенко, Т. С. Масленникова

ТЕМНОВАЯ АССИМИЛЯЦИЯ CO₂ В ПРИРОДНОЙ ВОДЕ, ОБОГАЩЕННОЙ ГЛЮКОЗОЙ¹

The strong stochiometric relationship between bacterioplankton production (or O₂-consumption) and CO₂-dark fixation exists only in the range

¹ Авторы выражают глубокую признательность д-ру биол. наук А. И. Саралову за ряд ценных советов, высказанных в процессе выполнения данной работы.

of glucose concentration $0.01\text{--}100\text{ mg l}^{-1}$ of water was found. This function was approximated by two saturation curves, which coincide the mechanism of substrate transport into cell and diffusion one.

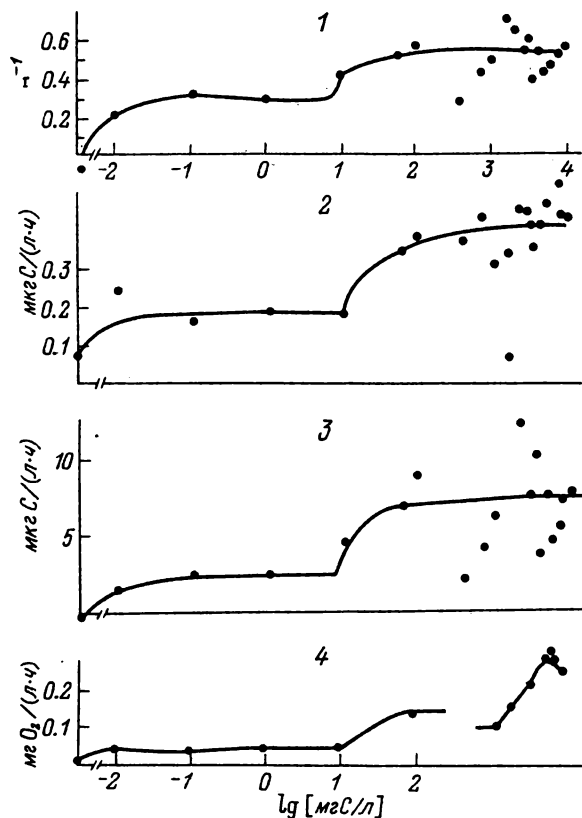
Один из наиболее простых и наименее трудоемких методов определения бактериальной продукции – ее пересчет из величины темновой ассимиляции углекислоты [3, 6]. Однако такой подход неоднократно серьезно критиковали, в частности из-за применения при пересчетах постоянного коэффициента [8, 9]. Между тем как в первом, так и во втором случаях авторы использовали либо небогатенную легкодоступными субстратами природную воду, либо в экспериментах такие соединения вносили в сравнительно узком диапазоне концентраций.

Целью настоящей работы было установить вид зависимости продукции бактериопланктона и темновой ассимиляции CO_2 от концентраций глюкозы, охватывающих весь их спектр, встречающийся в природе или используемый при культивировании микроорганизмов. Все эксперименты были выполнены с водой из закрытого побережья Рыбинского водохранилища, отобранной 13–18 мая 1987 г. В месте взятия проб береговая линия лишена макрофитов, дно песчаное, глубина 0.5 м. Воду отбирали тщательно вымытой стеклянной емкостью, опуская ее на глубину 10 см, и сразу использовали в экспериментах.

В склянки вместимостью 65 мл наливали 55 мл природной воды, 4 мл раствора глюкозы в дистиллированной воде и 1 мл меченной $\text{NaH}^{14}\text{CO}_3$ с активностью $12.6 \cdot 10^6$ имп./мин. Склянки закрывали пенициллиновыми пробками и инкубировали при 25°C в темноте в течение 4 ч. Фиксацию производили 40 %-ным формалином из расчета 0.5 мл/100 мл. Для оценки количества бактерий 5 мл содержимого склянки пропускали через фильтр марки Synpor с диаметром пор 0.23 мкм, а для определения темновой ассимиляции CO_2 – через фильтр той же марки с диаметром пор 0.4 мкм. Интенсивность поглощения O_2 определяли в стандартных кислородных склянках объемом 150 мл. Требуемое количество глюкозы вносили в 4 мл дистиллированной воды.

Количество бактерий оценивали методом прямого учета на окрашенных эритрозином фильтрах [5]. При определении биомассы бактерий по их численности полагали, что они усыхают в 1.6 раза (по объему) и в сырой массе содержат 10 % углерода, а их плотность составляет 1.1 г/см^3 . Радиоактивность фильтров определяли на счетчике Гейгера-Мюллера „Волна”, предварительно отмыв их от гидрокарбоната натрия в 0.5 %-ной соляной кислоте. Концентрацию O_2 оценивали методом Винклера (в вариантах опыта с внесением 0–100 мг/л глюкозы) и полярографическим методом на кислородомере КЛ-115 (в вариантах с большими концентрациями глюкозы).

В воде, содержавшей глюкозу в концентрации от 0.01 до 100 мг/л (здесь и далее полагали, что фоновая концентрация глюкозы пренебрежимо мала), интенсивность поглощения O_2 и интенсивность



Зависимость удельной скорости роста бактериопланктона (1), темновой ассимиляции углекислоты (2), бактериальной продукции (3) и интенсивности поглощения O_2 (4) от концентрации глюкозы.

Таблица 1

Степень коррелятивной связи и параметры линейной регрессии ($y = bx + a$) между измеряемыми параметрами

Параметр	Концентрация глюкозы, мг/л		
	0.01—100	100—10 000	0.01—100
	темновая ассимиляция (y)—продукция (x)		темновая ассимиляция (y)—интенсивность поглощения O_2 (x)
Коэффициент корреляции	0.83	0.26	0.94
b	0.034	—	1.98
a	0.10	—	0.08

*Коэффициенты рассчитаны путем минимизации суммы квадратов отклонений по оси y и x с последующим усреднением.

Таблица 2

Величины максимальной удельной скорости роста (μ_m)
бактериопланктона и константы насыщения (K_s)
в различных диапазонах концентраций глюкозы

Параметр	Концентрация глюкозы, мг/л		
	0.01–1	10–100	0.01–100
$\mu_m, \text{ч}^{-1}$	0.28	0.59	0.56
$K_s, \text{мг/л}$	0.0	5.40	1.40

темновой ассимиляции CO_2 изменялись практически синхронно с продукцией бактерий (см. рисунок), что указывает на существование прямо пропорциональной зависимости между этими параметрами, обусловленной неизменной стехиометрией роста бактериопланктона. Не менее жесткая связь была обнаружена и между темновой ассимиляцией и интенсивностью дыхания. При этом вклад темновой ассимиляции CO_2 –C в бактериальную продукцию, оцененный по соответствующим уравнениям регрессии, составил 3.4 % (табл. 1), что практически совпадает с оценками этой доли, полученной другими авторами [4],– 6 %. При более высоких концентрациях глюкозы эти закономерности обнаружены не были. Не удалось их заметить и в контроле (без внесения глюкозы).

Таким образом, жесткая стехиометрическая зависимость между величиной прироста биомассы бактериопланктона, количеством поглощенного O_2 и темновой ассимиляцией CO_2 имеет место лишь в определенном, хотя и очень широком диапазоне концентраций легкодоступных субстратов.

В континентальных водоемах концентрация легкодоступных растворимых органических веществ, как правило, не выходит за рамки этого диапазона [1, 2], поэтому случаи, когда темновая ассимиляция перестает отражать бактериальную продукцию, связаны, видимо, с практически полным отсутствием легкодоступных органических веществ в водоеме. При концентрациях глюкозы, превышающих 100 мг/л, нередко используемых при культивировании микроорганизмов, рассчитывать бактериальную продукцию по темновой ассимиляции также нельзя (коэффициент корреляции между ними составляет всего 0.26 ($n = 13$)).

Математическую зависимость удельной скорости роста бактерий от концентрации субстрата удалось аппроксимировать двумя кривыми насыщения (см. рисунок). Обнаруженная связь, по-видимому, отражает наличие у бактерий двух механизмов поступления субстрата в клетку: активного транспорта и диффузии [7]. При микрограммовых концентрациях глюкозы процесс роста бактерий лимитируется скоростью транспорта субстрата в клетку, определяемой кинетическими свойствами фермента-переносчика. Эти свойства достаточно

хорошо изучены методом Райта–Хобби [12], авторами которого, в частности, установлено высокое сродство этих ферментов с переносимыми ими субстратами (константа насыщения для глюкозы составляет обычно несколько микрограммов на 1 л). Видимо, именно поэтому метод Ленгмюра [11] не позволил нам отличить константу насыщения для этой реакции от нуля (табл. 2). При миллиграммовых концентрациях „узким местом” в цепочке ферментативных реакций превращения субстрата в биомассу микроорганизмов становится уже какая-то другая реакция, свойственная, видимо, центральным метаболическим путям и имеющая заметно меньшее сродство с глюкозой (табл. 2).

Таким образом, наши эксперименты показали, что зависимость удельной скорости роста микроорганизмов от концентрации субстрата необходимо описывать двумя уравнениями Моно (аналогичными уравнению Михаэлиса–Ментена), а значит и сродство микроорганизмов с субстратом следует характеризовать двумя константами насыщения для микрограммового и миллиграммового диапазона концентраций легкодоступного субстрата. В имитационных математических моделях роста микроорганизмов этот феномен, как правило, не учитывается [10]. По всей видимости, такое упрощение допустимо лишь в достаточно грубых моделях, описывающих рост бактерий в водных экосистемах, в которых концентрация легкодоступных веществ изменяется в миллиграммовом диапазоне [1, 2]. На принципиальную возможность такого упрощения указывают и наши расчеты (табл. 2). Кинетические константы, оцененные по всему диапазону концентраций глюкозы (0.01–100 мг/л), мало отличаются от таковых для интервала 10–100 мг/л, что, видимо, связано с узостью диапазона концентраций глюкозы, в котором реализуется механизм активного транспорта.

Найденная зависимость позволяет предположить, что имеющиеся в литературе различия в степени оценки сродства микроорганизмов с субстратом относятся к существенно различным ферментативным реакциям. В этой связи особую осторожность необходимо соблюдать при использовании в имитационных математических моделях кинетических констант, оцененных по методу Райта–Хобби.

Литература

1. Горбенко А. Ю. Кинетический анализ ежедневной динамики роста бактерий прудовой экосистемы // Жизнь континентальных вод. 1. Гидрология, гидрохимия, первичная продукция: Тез. докл. Борок, 1989.
2. Кузнецов С. И. Применение микробиологических методов к изучению органического вещества в водоемах // Микробиология. 1949. Т. 18, № 3.
3. Романенко В. И. Гетеротрофная ассимиляция CO_2 бактериальной флорой воды // Микробиология. 1964. Т. 33, № 4.
4. Романенко В. И. Микробиологические процессы продукции и деструкции органического вещества во внутренних водоемах. Л., 1985.
5. Романенко В. И., Кузнецов С. И. Экология микроорганизмов пресных водоемов: Лабораторное руководство. Л., 1974.

6. Сорокин Ю. И. Гетеротрофная ассимиляция углекислоты микроорганизмами // Журн. общ. биол. 1961. Т. 22, № 4.
7. (Gottschalk G.) Готтшальк Г. Метаболизм бактерий. М., 1982.
8. Heinänen A., Salonen K. Inorganic carbon darck uptake as mesure of heterotrophic activity // Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 1984. H. 19.
9. Overbeck J. Application of TCA cycle metabolism for growth estimates of heterotrophic bacterioplankton // Ibid.
10. (Pirt S. J.) Пёрт С. Дж. Основы культивирования микроорганизмов и клеток. М., 1978.
11. Stiebitz O., Wolf K. H., Klöden W. Auswirkungen der Methode der Linearisierung des u-c_s-Verlaufs auf die Parameteranpassung bei dem Monodschen Modell // Acta biotechnol. Vol. 7, N 2.
12. Wright R. T., Hobbie J. E. On uptake of organic silutes in lake water // Limnol. Oceanogr. 1965. Vol. 10, N 1.

Институт биологии
внутренних вод им. И. Д. Папанина РАН

ПАМЯТИ ЛЬВА КОНСТАНТИНОВИЧА МАЛИНИНА

28 июня 1993 г. на 52-м году жизни скончался заведующий лабораторией рыбопродуктивности Института биологии внутренних вод им. И. Д. Папанина РАН, ведущий научный сотрудник, кандидат биологических наук Лев Константинович Малинин.

Л. К. Малинин родился 12 июля 1941 г. в г. Данилове Ярославской обл. В 1966 г. окончил биологический факультет и два курса радиопизического факультета Горьковского (Нижегородского) государственного университета им. Н. И. Лобачевского. В 1970 г. Л. К. Малинин закончил аспирантуру и успешно защитил кандидатскую диссертацию на тему „Поведение рыб в разных экологических ситуациях (телеметрические исследования в природе и эксперименте)“.

Л. К. Малинин специализировался в области изучения экологических закономерностей миграций и пространственного распределения рыб во внутренних водоемах. Он получил оригинальные данные по поведению и распределению рыб в различных водоемах, уделяя большое внимание комплексной оценке состояния сообществ рыб в этих водоемах.

Отличительная особенность исследований Л. К. Малинина – постоянное совершенствование полевых методов и способов изучения поведения, распределения и динамики численности рыб. Результаты этих работ имеют важное значение для вскрытия адаптивных свойств поведения рыб. Они широко используются в практике рыбного хозяйства и охраны природы.

Л. К. Малинин имел большой опыт руководства комплексными экспедициями на озерах Плещеево, Севан, Таймыр, на водохранилищах рек Волги и Дона. Более 15 лет он руководил группой биотелеметрии, используя при этом биологическое и техническое образование. Л. К. Малинин успешно сотрудничал в области биотелеметрии с ихтиологами Финляндии и Польши. Он был постоянным участником и докладчиком целого ряда совещаний по биотелеметрии и поведению рыб в России и за рубежом.

Л. К. Малинин – автор и соавтор 120 работ, в том числе двух монографий и двух брошюр.

Несмотря на кажущуюся мягкость характера, Л. К. Малинин отличался большим мужеством и упорством в достижении поставленных научных целей, умением идти на компромиссы, когда это было необходимо. Л. К. Малинин был доброжелательным и внимательным к товарищам по работе. Светлую память о Льве Константиновиче Малинине навсегда сохранит каждый, кто знал его.

М. М. Сметанин, А. С. Стрельников

СОДЕРЖАНИЕ

Генкал С. И. О новом для науки представителе диатомовых водорослей из оз. Телецкое	3
Ляшенко О. А. Структура и сезонные изменения фитопланктона оз. Неро ..	8
Метелева Н. Ю. Содержание хлорофилла „а” в фитопланктоне Ивановского водохранилища	12
Гагарин В. Г. Новые для фауны России и сопредельных стран свободноживущие нематоды из водоемов очистных сооружений	16
Вехов Н. В., Вехова Т. П. Распространение <i>Pristicephalus josephinae</i> (Grube, 1853) и <i>Lepidurus arus</i> (Linnaeus, 1758) в водоемах различных природных зон России и сопредельных стран	21
Зеленцов Н. И., Шилова А. И. К фауне хирономид Литвы, Беларуси, Украины и Молдовы (Diptera, Chironomidae)	24
Гребенюк Л. П. Оценка степени загрязнения р. Латки (малого притока Рыбинского водохранилища) по составу хирономид	31
Кожара А. В. Феногенетический подход к изучению наследуемости меристических признаков животных	33
Терещенко В. Г., Линник В. Д. Влияние ветрового волнения на распределение скоплений рыб	37
Кузьмина В. В., Голованова И. Л. Гидролитические функции пищеварительного тракта тилапии <i>Oreochromis mossambicus</i> Peters.	40
Мензиков С. А. Влияние диуретиков и SH-реагентов на Mg-АТФазную активность жабр карпа	49
Мерл М. П., Козловская В. И., Майер Ф. Л. Действие фосфорорганического гербицида ДЕФ на рост, выживаемость и активность ацетилхолинэстеразы мозга радужной форели (<i>Salmo gairdneri</i>)	53
Давыдов В. Г., Лысанов А. В. Связь между функциональным состоянием карпа и секреторной активностью покровов <i>Bothriocerphalus acheilognathi</i> (Cestoda, Pseudophyllidea)	58
Соколова М. А., Топников В. Е. Растворенный кислород и интенсивность продукционно-деструкционных процессов в р. Волге в осенний период	61
Горбенко А. Ю., Масленникова Т. С. Темновая ассимиляция CO ₂ в природной воде, обогащенной глюкозой	66
Памяти Льва Константиновича Малинина	72

CONTENTS

<i>Genkal S. I.</i> A new representative for the science of diatom algae from the Teletskoye Lake	3
<i>Lyashenko O. A.</i> Structural and seasonal changes of phytoplankton in the Nero Lake.	8
<i>Metel'eva N. Yu.</i> The content of chlorophyll „a” in phytoplankton in the Ivankovskoe reservoir	12
<i>Gagarin V. G.</i> New for fauna of Russia and close to Russia countries, free-living nematodes from treatment plants reservoirs	16
<i>Vekhov N. V., Vekhova T. P.</i> The distribution of <i>Pristicephalus josephinae</i> (Grube, 1853) and <i>Lepidurus apus</i> (Linnaeus, 1758) in reservoirs of different natural zones of Russia and close to Russia countries	21
<i>Zelentsov N. I., Shilova A. I.</i> Checklist of the species of chironomids fauna of Lithuania, Beylorussia, Ukraine and Moldova (Diptera, Chironomidae) ..	24
<i>Grebenuk L. P.</i> The assessment of pollution of the Latka River (a small tributary of the Rybinsk Reservoir) according to chironomids composition	31
<i>Kozara A. V.</i> Phenogenetic approach to study inheritability of the meristic features of animals	33
<i>Tereschenko V. G., Linnik V. D.</i> The effect of wind induced waves on the distribution of fish stocks	37
<i>Kuzmina V. V., Golovanova I. L.</i> Hydrolytic functions of tilapia (<i>Oreochromis mossambicus</i> Peters.) digestive tract	40
<i>Menzikov S. A.</i> The effect of diuretic and SH-reagents on Mg-ATPase activity of carp gills	49
<i>Mert P. M., Kozlovskaya V. I., Mayer F. L.</i> The effect of phosphororganic gerbicide DEF on growth, survival and activity of rainbow trout (<i>Salmo gairdneri</i>) brain acetylcholinesterase	53
<i>Davydov V. G., Lysanov A. V.</i> Interrelation between functional status of carp and secretory activity <i>Bothriocephalus acheilognathi</i> (Cestoda, Pseudophyllidea)	58
<i>Sokolova M. A., Topnikov V. E.</i> The dissolved oxygen and intensity of productive-destructive processes in the Volga River in autumn	61
<i>Gorbenko A. Yu., Maslennikova T. S.</i> Dark assimilation of CO ₂ in natural water enriched with glucose	66
In memory of Lev Konstantinovich Malinin	72

Научное издание

**БИОЛОГИЯ ВНУТРЕННИХ ВОД
Информационный бюллетень № 97**

*Утверждено к печати
Институтом биологии внутренних
вод им. И. Д. Папанина
Российской академии наук*

Редактор Т. Л. Ломакина
Технический редактор В. В. Шиханова
Корректор Ф. Я. Петрова

ЛР № 020297 от 27.11.91. Сдано в набор 07.09.94.
Подписано к печати 20.10.94. Формат 60 х 90 1/16.
Бумага офсетная. Гарнитура обыкновенная. Печать
офсетная. Усл. печ. л. 5.0. Уч.-изд. л. 5.2. Тираж 390.
Тип. зак. № 356. С 890.

Санкт-Петербургская издательская фирма РАН
199034, Санкт-Петербург, Менделеевская линия, 1

Санкт-Петербургская типография № 1 РАН
199034, Санкт-Петербург, 9-я линия, 12